

**STROMEND HABITAT EN  
CONNECTIVITEIT IN DE  
MAAS**





# STROMEND HABITAT EN CONNEXIVITEIT IN DE MAAS

Kenmerk: 20200920/rap01  
Versie: Definitief  
Datum: 29-9-2021

Auteur(s): F.T. Vriese, J. Hop, B. Reeze, M. de la Haye, N. van Kessel, M. Claus & A. van Winden  
Projectleider: F.T. Vriese  
Kwaliteitscontrole: J. Hop  
Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Programma's, Projecten en Onderhoud  
Griffioenlaan 2  
3526 LA Utrecht  
Contactpersoon: S. Wezenberg

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. Giesen (CC BY-SA 2.0), M. de la Haye

ATKB ASSEN  
STATIONSSTRAAT 29C  
9401 KW ASSEN

ATKB MIDDELHARNIS  
PRINS BERNHARDLAAN 147  
3241 TA MIDDELHARNIS

ATKB WAARDENBURG  
KOEWEISTRAAT 7  
4181 CD WAARDENBURG

ATKB ZOETERMEER  
BARON DE COUBERTINLAAN 3  
2719 EN ZOETERMEER

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

## VOORWOORD

Met veel plezier bieden wij u het rapport “Stromend habitat en connectiviteit in de Maas” aan. Het betreft een uitgebreide studie naar maatregelen die kunnen worden genomen om de hoeveelheid en kwaliteit van het stromend habitat in de Maas te verbeteren en de bestaande connectiviteit, een sleutelfactor voor stromende wateren, te vergroten. De maatregelen zijn in belangrijke mate concreet uitgewerkt, waarmee er handelingsperspectief is voor allen die aan de toekomst van de Maas werken. Natuurlijk zullen hierbij keuzes moeten worden gemaakt omdat de middelen niet onbeperkt zijn. Het bevoegd gezag moet hierin de afwegingen maken om de kwaliteit van de Maas zoveel mogelijk te verbeteren. Zie het rapport als een handreiking om hierbij te helpen.

Wij zijn de begeleidingscommissie van Rijkswaterstaat, bestaande uit Peter Omvlee (RWS-ZN & LT-KRW), Marjoke Muller (WVL), Harriet Bakker (RWS ZN), Eddy Lammens (WVL), André Breukelaar (WNZ) en Siebren Wezenberg (RWS-ZN), dankbaar voor de goede samenwerking en de waardevolle aanwijzingen.

Rest ons u veel leesplezier te wensen!

Tim Vriese, Jochem Hop, Bart Reeze, Michelle de la Haye, Nils van Kessel, Maximiliaan Claus en Alphons van Winden.

## SAMENVATTING

De huidige toestand voor macrofauna en vis in de Maas is nog niet op orde. Hierbij spelen de beperkte beschikbaarheid van stromend habitat en de connectiviteit voor vis (vispasseerbaarheid) een grote rol.

In dit rapport zijn de mogelijke maatregelen voor het verbeteren van de connectiviteit en stromend habitat in de Maas in beeld gebracht. Hierbij is eerst de huidige ecologische toestand voor macrofauna en vis weergegeven en het proces waar deze toestandsbeoordeling op is gebaseerd. Vervolgens is de huidige toestand met betrekking tot stromend habitat en connectiviteit voor vis beschreven: wat is de huidige situatie? Hoe staat het er nu voor met het stromend habitat en de connectiviteit? Vervolgens zijn alle mogelijke maatregelen verkend om stromend habitat en connectiviteit te verbeteren in de Maas. Ten slotte zijn hieruit enkele maatregelen geselecteerd die goed uitvoerbaar zijn in de derde tranche voor de Kaderrichtlijn Water (KRW).

### Huidige ecologische toestand macrofauna en vissen

De ecologische toestand van de Maas voor macrofauna wordt overwegend als ‘matig’ beoordeeld. Uit analyse van deze beoordeling blijkt dat dit vooral komt door een beperkte diversiteit van de macrofauna en een gering aandeel van kenmerkende riviersoorten. Hoewel uit de bemonstering van specifieke substraten (rivierhout) en uit andere waarnemingen (van vliegende adulten) blijkt dat in de routinematige monitoring soorten worden gemist, zijn er geen aanwijzingen dat de toestandsbeschrijving geen correct beeld geeft van de macrofauna in de Maas.

De ecologische toestand van de Maas wordt voor vissen overwegend als ‘matig’ tot ‘ontoereikend’ beoordeeld. Deze beoordeling wordt voornamelijk veroorzaakt doordat een groot aantal kenmerkende vissoorten niet of slechts sporadisch binnen de MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toetstand des Lands) vismonitoring worden aangetroffen. Hoewel uit andere visstandonderzoeken en -monitoringen dan de MWTL vismonitoring eveneens blijkt dat sommige soorten niet in de Maas worden aangetroffen en of slechts een lokale verspreiding kennen, blijken sommige soorten juist wel aanwezig in (bepaalde delen van) de Maas of minder zeldzaam. Een groot aantal aspecten, zoals monitoringsperioden, -frequentie en -methodieken, liggen hieraan ten grondslag. Primair dient onderzocht te worden of het bemonsteringsprogramma, de toetsing en beoordeling voor vis goed op elkaar zijn afgestemd, zoals dat voor het macrofauna meetnet van MWTL reeds is gedaan.

### Huidige situatie stromend habitat

Een groot deel van de kenmerkende riviersoorten is gebonden aan stromend habitat. Dit stromend habitat bestaat uit ondiep, permanent stromend water en een gevarieerd bodemsubstraat met voornamelijk zand en grind en daarnaast rivierhout, plukken waterplanten en organische substraten zoals slib en ingevallen blad.

De Maas wordt gekenmerkt door hoge afvoeren in het winterhalfjaar (december – maart) en lage tot zeer lage afvoeren in het zomerhalfjaar (juni – oktober). Daarnaast is een groot deel van de Maas gestuwd en diep. Hierdoor komt geschikt stromend habitat alleen voor in de vrij afstromende trajecten: de Grensmaas en daarnaast nog (een klein stukje) Bovenmaas en de Lus van Linne. Hier is het hele jaar door stromend habitat aanwezig. De gestuwde trajecten zijn zo diep dat voor stromend water een grote afvoer nodig is,

die maar in een beperkt deel van het jaar (het winterhalfjaar) beschikbaar is. Verder is er in het (vroeg) voorjaar in de meer bovenstroomse delen van de stuwpanden nog licht stromend water aanwezig (ca. 0,3 m/s). De consequentie hiervan is een beperkte aanwezigheid van stromingsminnende vissoorten en een beperkte diversiteit van de macrofauna met slechts een gering aandeel kenmerkende riviersoorten.

### **Huidige situatie connectiviteit**

Connectiviteit is de mate waarin de verschillende habitats, waterlichamen en/of stuwpanden met elkaar in verbinding staan. Hoewel de stuwpanden van de Maas met elkaar verbonden zijn door vistrappen, blijkt uit monitoring en telemetrisch onderzoek dat deze niet optimaal functioneren voor de stroomopwaartse vismigratie. Daarnaast vormen de stuwcomplexen in de Maas, zeker die uitgerust zijn met waterkrachtcentrales, een ernstige belemmering voor de stroomafwaartse vismigratie.

De connectiviteit binnen het Maassysteem is tot uitdrukking gebracht in een passeerbaarheidswaarde (0-1) voor de afzonderlijke barrières (stuwcomplexen met of zonder waterkrachtcentrale) en de Maas als geheel. Voor de stroomopwaartse migratie (volwassen salmoniden) is de passeerbaarheidswaarde berekend op 0,143 en voor de stroomafwaartse migratie op 0,550 (voor smolts en schieraal dezelfde waarde). Voor de volwassen salmoniden houdt dit in dat wanneer er benedenstrooms van Lith 1000 vissen aankomen er bovenstrooms van Borgharen nog maar 143 vissen over zijn. Voor de smolts en schieralen geldt dat wanneer er bovenstrooms 1000 vissen vertrekken, benedenstrooms van Lith 550 vissen aankomen. Deze waarden laten zien dat de connectiviteit nog een grote hindernis vormt voor een zichzelf in stand houdende populatie van genoemde en andere vissoorten.

De locaties Lith, Sambeek en Linne vormen veruit de grootste hindernis voor stroomopwaarts migrerende vissen. Detecties van gezenderde salmoniden duiden op vertraging en zoekgedrag bij deze stuwcomplexen. Ook is gebleken dat vissen die bij Linne onder de stuw aankomen, moeite hebben met het vinden van de vispassage. Voor de stroomafwaartse migratie van smolts en schieraal leveren de locaties Linne en Lith de grootste problemen. De waterkrachtcentrales (WKC's) die hier liggen zijn daar debet aan.

### **Maatregelen voor het verbeteren van connectiviteit en stromend habitat**

Voor het verbeteren van de connectiviteit en stromend habitat in de Maas is een groot aantal maatregelen geformuleerd en onderzocht, zie tabel 1. Voor de derde tranche KRW komen in eerste instantie de maatregelen aan de orde met een hoge bijdrage voor connectiviteit en/of stromend habitat (effectiviteit en omvang). Daarbij vallen de maatregelen af met significante effecten op overige functies die niet op korte termijn oplosbaar zijn, net als de maatregelen die qua omvang en complexiteit gekoppeld moeten worden aan het vervangen of renoveren van de stuwen.

Maatregelen die sterk worden aanbevolen voor de derde tranche van de Kaderrichtlijn water zijn:

- 1). Aanpassing bestaande vistrappen;
- 2). Aanleg nieuwe vistrappen;
- 3). Uitvoeren van visvriendelijk stuwbeheer;
- 4). Visveilige WKC's en turbines;
- 5). Aanleg van stuwpasserende nevengeulen;
- 6). Aanvulling met fijn grind in de Grensmaas;
- 7). Rivierhout toevoegen.

Om de stroomopwaartse connectiviteit op de Maas te maximaliseren, moeten alle bestaande vispassages geoptimaliseerd worden. Minimaal bij Lith en Linne moeten nieuwe vispassages aangelegd worden aan de zijde van de stuw. Daarnaast zal visvriendelijk stuwbeheer bijdragen aan een beter gebruik van de vispassages. Voor verbetering van de stroomafwaartse connectiviteit zijn visveilige WKC's en turbines van belang. De beste maatregel voor het verbeteren van stromend habitat zijn de aanleg van (lange) nevengeulen rond de stuwen ('stuwpasserende nevengeulen'), het toevoegen van fijn grind en rivierhout aan de Grensmaas. Deze maatregelen zijn nader uitgewerkt in hoofdstuk 7 van dit rapport. Met uitzondering van rivierhout, deze maatregel is al verder uitgewerkt bij RWS ON en RWS ZN.

**Tabel 1** Maatregelen stromend habitat en connectiviteit voor derde tranche KRW in de Maas.

Maatregel	Bijdrage connectiviteit (effectiviteit x omvang)	Bijdrage stromend habitat (effectiviteit x omvang)	Significante effecten korte termijn oplosbaar?	Koppelen aan renovatie stuwen (lange termijn)	Totaalscore	Opnemen in derde tranche maatregelen
<b>Gestuwde Maas</b>						
Aanpassing bestaande vistrappen	++				34	sterk geadviseerd
Aanleg nieuwe vistrappen	++				32	sterk geadviseerd
Visvriendelijk stuwbeheer	+				33	sterk geadviseerd
Visvriendelijke WKC's en turbines	++				30	sterk geadviseerd
Aanpassingen aan stuwen	+			ja	25	niet geadviseerd
Stuwpasserende nevengeul	+	++			30	sterk geadviseerd
Stuwgeul		++	nee		28	niet geadviseerd
Rivierdam					12	niet geadviseerd
Dynamisch stuwbeheer	+	+	nee		28	niet geadviseerd
Stuwpeil verlagen Roermond		+	misschien		20	misschien
Stuwpeil verlagen overige stuwen		+	nee		18	niet geadviseerd
Stuw opheffen	++	++		ja	16	niet geadviseerd
Langsdam (Benedenmaas)					24	niet geadviseerd
Beekmondingen optrekbaarheid	+				29	geadviseerd
Beekmondingen stromend habitat		+			31	geadviseerd
<b>Grensmaas</b>						
Stuwpeil verlagen Linne		+	misschien		18	misschien
Verminderen hydropieken		++	misschien		28	misschien
Opheffen drempels		+			32	geadviseerd
Nevengeultjes stroomgeulverbreding		+			33	geadviseerd
Aanvulling fijn grind		++			35	sterk geadviseerd
Inbrengen rivierhout		++			33	sterk geadviseerd



## BEGRIPPENLIJST

Anadroom:	opgroei in het zoete water, migratie naar zee om volwassen te worden, dan terugkeer naar het zoete water voor de paai;
Diadroom:	migratie tussen zoet en zout;
EKR:	ecologische kwaliteitsratio;
EPT-soorten	groep soorten bestaande uit eendagsvliegen ( <i>Ephemeroptera</i> ), steenvliegen ( <i>Plecoptera</i> ) en kokerjuffers ( <i>Trichoptera</i> );
Eurytoop:	niet selectief ten aanzien van habitat;
Glasaal:	stadium van aal na het <i>Leptocephalus</i> (wilgeblad) stadium, bij aankomst in de kustwateren;
Habitat:	de plaats waar een specifieke soort leeft en groeit;
Inundatie:	overvloeiing, door hoge rivierafvoer;
Katadroom:	paai op zee, migratie van het juveniele stadium naar het zoete water alwaar opgroei plaatsvindt;
Limnofiel:	voorkeur voor zoete binnenwateren met vegetatie;
Normalisatie:	maatregelen om rivieren bevaarbaar te maken, waarbij de natuurlijke vorm van de rivier doorgaans verdwijnt;
PAGW:	Programmatische Aanpak Grote Wateren;
Potadroom:	migratie in het zoete water;
Reofiel:	voorkeur voor stromend water;
Speleofiel:	wonende in grotten/holtes;
Submerse vegetatie:	ondergedoken vegetatie;
Successie:	een ecologisch proces waarbij een merkbare verandering in de soortensamenstelling binnen een habitat plaatsvindt. Deze verandering vindt plaats binnen een bepaalde tijdsperiode waarna een stabiele levensgemeenschap wordt gevormd;
Vertical slot vispassage:	vispassage met verticale sleufvormige openingen;
Water type R7	langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei;
Water type R8	zoet getijden water ((uitlopers rivier) op zand/klei;
Watertype type R16	snelstromende Rivier/Nenengeul op zandbodem of grind.



# INHOUD

Voorwoord .....	3
Samenvatting.....	4
Begrippenlijst.....	8
<b>1. Inleiding.....</b>	<b>1</b>
1.1 Aanleiding	1
1.2 Doel	1
1.3 Leeswijzer	1
<b>2. Ecologische toestand macrofauna en vissen .....</b>	<b>3</b>
2.1 Macrofauna	3
2.1.1 Huidige toestand – KRW	3
2.1.2 Huidige toestand - niet KRW	5
2.1.3 Monitoringsaspecten	8
2.1.4 Conclusie en aanbevelingen	10
2.2 Vissen	11
2.2.1 Huidige toestand – KRW	11
2.2.2 Huidige toestand – niet KRW	18
2.2.3 Monitoringsaspecten	21
2.2.4 Conclusie en aanbevelingen	27
<b>3. Stromend habitat.....</b>	<b>29</b>
3.1 Ecologische eisen	29
3.2 Huidige situatie	36
3.2.1 Afvoerregime Maas	36
3.2.2 Waterdiepte in de Maas	42
3.2.3 Stroomsnelheid in de Maas	45
3.2.4 Beken in het traject van de Maas	47
3.2.5 Zijdellingse toestroom vanuit de beken	51
3.2.6 Situatie in de Grensmaas	53
3.3 Uitgevoerde maatregelen en effecten	62
<b>4. Connectiviteit voor vissen .....</b>	<b>71</b>
4.1 Ecologische eisen	71
4.1.1 Doelsoorten	71
4.1.2 Connectiviteit	74
4.2 Huidige situatie	79
4.2.1 Vismigratie door vistrappen	79
4.2.2 Vismigratie diadrome soorten	82
4.2.3 Vismigratie zijwateren Maas	98
4.2.4 Sterfte van stroomafwaarts migrerende vis bij WKC's	100
4.3 Prioritering knelpunten	103

4.3.1	Connectiviteit voor Diadrome vissen	104
4.3.2	Connectiviteit voor potadrome vissen	105
4.3.3	Prioritering bij onafhankelijke p-waarde	106
4.3.4	Prioritering bij niet-onafhankelijke P-waarde	108
4.4	Uitgevoerde maatregelen en effecten	114
4.4.1	Vistrappen	114
4.4.2	Waterkrachtcentrales	117
<b>5.</b>	<b>Mogelijke maatregelen .....</b>	<b>125</b>
5.1	Gestuwde Maas	126
5.1.1	Aanpassing bestaande vistrappen	126
5.1.2	Aanleg nieuwe vistrappen	130
5.1.3	Visvriendelijk stuwbeheer	134
5.1.4	Visveilige WKC's en turbines	138
5.1.5	Aanpassingen aan stuwen	140
5.1.6	Stuwpasserende nevengeul	146
5.1.7	Stuwgeul	149
5.1.8	Rivierdam	152
5.1.9	Dynamisch stuwbeheer	155
5.1.10	Stuwpeil verlagen	158
5.1.11	Stuw opheffen	160
5.1.12	Langsdam	162
5.1.13	Beekmondingen herstel optrekbaarheid	163
5.1.14	Beekmondingen stromend habitat	164
5.2	Grensmaas	165
5.2.1	Stuwpeil verlagen Linne	166
5.2.2	Verminderen hydropieken	167
5.2.3	Opheffen drempels	168
5.2.4	Nevengeultjes stroomgeulverbreding	169
5.2.5	Aanvulling fijn grind	170
5.2.6	Inbrengen rivierhout	171
<b>6.</b>	<b>Kansrijke maatregelen derde tranche KRW .....</b>	<b>172</b>
6.1	Interactie tussen maatregelen	172
6.2	Criteria voor uitvoering in derde tranche KRW	175
6.3	Selectie maatregelen	177
<b>7.</b>	<b>Uitwerking maatregelen.....</b>	<b>180</b>
7.1	Aanpassingen bestaande vistrappen	180
7.2	Principeontwerp voor nieuwe vispassages op de Maas	183
7.3	Visvriendelijk stuwbeheer	193
7.4	Visveilige WKC's en turbines	195
7.5	Nadere uitwerking stuwpasserende nevengeul	196
7.6	Aanvulling met fijn grind in de Grensmaas	204

<b>8.</b>	<b>Conclusies en aanbevelingen.....</b>	<b>206</b>
8.1	Conclusies	206
8.1.1	Huidige ecologische toestand	206
8.1.2	Huidige situatie Stromend habitat	207
8.1.3	Huidige situatie connectiviteit	208
8.1.4	Maatregelen voor het verbeteren van connectiviteit en stromend habitat in de Maas 210	
8.2	Aanbevelingen	211
8.2.1	Monitoring macrofauna	211
8.2.2	Monitoring vis	212
8.2.3	Monitoring vispassages	212
<b>9.</b>	<b>Literatuur .....</b>	<b>214</b>

## BIJLAGEN

### Bijlage I: Beantwoording detailvragen RWS ZN

# I. INLEIDING

## I.1 AANLEIDING

In het kader van mogelijke maatregelen voor het verbeteren van de ecologische toestand voor de Kader-richtlijn Water (KRW) staan maatregelen voor vismigratie en verbetering van stromend habitat in de Maas volop in de aandacht. Als onderdeel van het derde tranche KRW-maatregelen zijn voorstellen gedaan om het habitat en de (stroomafwaartse) vismigratie te verbeteren met behulp van stuwpasserende nevengeulen. Deze wordt ook wel nevengeul 2.0 genoemd. Na overleg met deskundigen, op uitnodiging van Rijkswaterstaat Zuid Nederland (RWS ZN), is ervoor gekozen om de mogelijke maatregelen verder te onderzoeken en daarbij het onderzoek toe te spitsen op het verbeteren van (stromend) habitat en connectiviteit in de Maas. De nadruk is hierbij komen te liggen op betere condities voor reofiele (stroomminnende) vis en macrofauna.

Doordat in het verleden diverse stuwcomplexen zijn aangelegd in de Maas (zie Figuur 1), zijn de connectiviteit en stromend habitat sterk achteruitgegaan. Weliswaar is al lang bekend dat stuwen vergaande consequenties hebben voor de ecologische waterkwaliteit, maar tot nu toe zijn herstelmaatregelen beperkt gebleven tot de aanleg van vismigratievoorzieningen. Deze faciliteren alleen stroomopwaarts trekkende vissen. Bovendien functioneren ze over het algemeen niet optimaal. Daarbij is het van belang om een goed zicht te hebben op de huidige ecologische toestand van de Maas en het proces waar deze toestandsbeoordeling op is gebaseerd.

De analyses van de ecologische toestand, de connectiviteit en het stromend habitat zijn uitgevoerd op basis van literatuuronderzoek, expertkennis en data-analyses. De werkzaamheden en rapportage zijn hierbij uitgevoerd door ATKB, Bureau Waardenburg, Bart Reeze Water & Ecologie en Bureau Stroming.

## I.2 DOEL

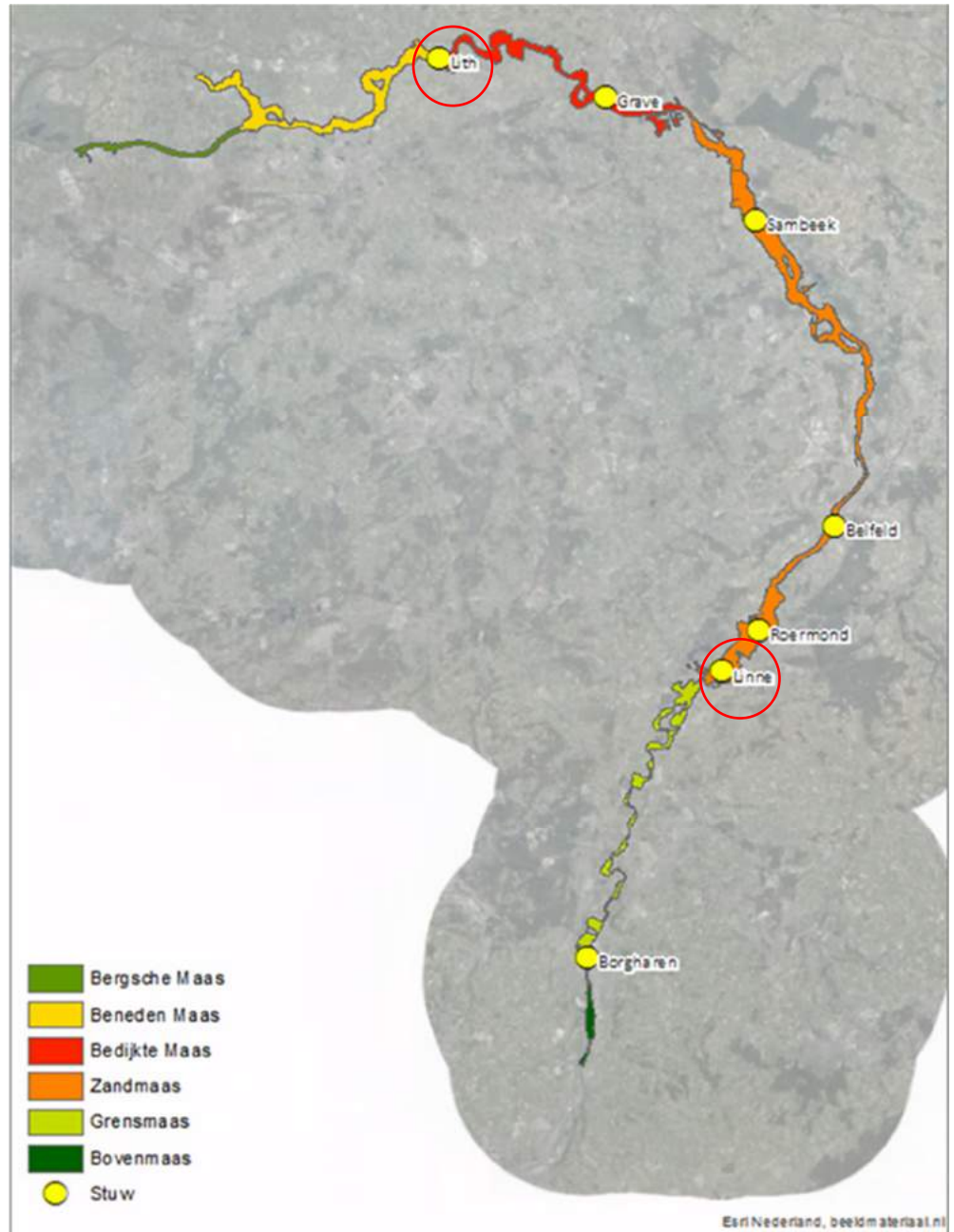
Doel van het onderzoek is het beschrijven en analyseren van de huidige toestand en het benoemen van kansrijke maatregelen voor het verbeteren van de connectiviteit en stromend habitat, leidend tot een betere ecologische toestand van de Maas. De hoofdvragen die middels dit onderzoek dienen te worden beantwoord, zijn:

- Wat is de huidige ecologische toestand van de Maas voor vis en macrofauna en geeft de huidige (routinematige) monitoring een goed beeld van deze toestand?
- Wat is de huidige stand van zaken in de Maas met betrekking tot stromend habitat voor vis en macrofauna en connectiviteit voor vissen?
- Welke maatregelen zijn het meest kansrijk voor het verbeteren van stromend habitat voor vis en macrofauna en de connectiviteit voor vissen in de Maas?

## I.3 LEESWIJZER

Na deze inleiding wordt in hoofdstuk 2 de huidige ecologische toestand van respectievelijk macrofauna en vissen in beeld gebracht en besproken, waarbij wordt ingegaan op monitoringsaspecten. Hoofdstuk 3 gaat in op stromend habitat, waarbij ecologische eisen, de huidige situatie en de waargenomen effecten van

uitgevoerde maatregelen in beeld worden gebracht. In hoofdstuk 4 worden de huidige situatie, de knelpunten en de uitgevoerde maatregelen en effecten met betrekking tot de connectiviteit in beeld gebracht. Hoofdstuk 5 behandelt alle maatregelen die mogelijk zijn om de connectiviteit en het stromend habitat in de Maas te verbeteren. Daarbij worden de verwachte effecten op de connectiviteit en stromend habitat besproken, maar ook de mogelijke neveneffecten. In hoofdstuk 6 wordt bediscussieerd welke van deze maatregelen in aanmerking komen voor uitvoering in de derde tranche van de KRW. In hoofdstuk 7 worden de geselecteerde maatregelen nader uitgewerkt. Hoofdstuk 8 bevat de conclusies en aanbevelingen. Hoofdstuk 9 geeft een overzicht van de gebruikte literatuur. In de bijlage wordt een antwoord gegeven op detailvragen van RWS ZN.



**Figuur 1** Weergave van het stroomgebied van de Maas in Nederland, inclusief de verschillende waterlichamen en aanwezige stuwcomplexen. Bij de stuwcomplexen van Lith en Linne zijn waterkrachtcentrales aanwezig (rood omcirkeld).

## 2. ECOLOGISCHE TOESTAND MACROFAUNA EN VISSSEN

In dit hoofdstuk wordt de huidige ecologische toestand van de Maas geschetst voor macrofauna en vissen. De centrale vraag in dit hoofdstuk is of de huidige monitoring een goed beeld geeft van de ecologische toestand en hoe dit eventueel verbeterd kan worden. Eerst wordt ingegaan op de toestandsbeoordeling voor de EU Kaderrichtlijn Water (KRW). Deze toestandsbeoordeling wordt uitgevoerd op basis van gegevens uit het MWTL-meetnet van Rijkswaterstaat<sup>1</sup>. Daarna wordt aanvullende informatie over de ecologische toestand vanuit projectmonitoring en overige beschikbare literatuur besproken. Vervolgens wordt ingegaan op monitoringsaspecten die van invloed zijn op de toestandsbeschrijving. Ten slotte worden de bevindingen samengevat en aanbevelingen gedaan om de toestandsbeschrijving te verbeteren.

### 2.1 MACROFAUNA

#### 2.1.1 HUIDIGE TOESTAND – KRW

De toestandsbeoordeling voor de KRW wordt uitgevoerd op basis van gegevens uit het MWTL-meetnet van Rijkswaterstaat. Bij de monsternamen van de macrofauna wordt onderscheid gemaakt tussen de ondiepe oever en de diepe bodem. De meetgegevens van de ondiepe oever worden gebruikt voor de toestandsbepaling voor de KRW (van der Molen *et al.*, 2018; Hoijtink *et al.*, 2019). Bij de beoordeling van de zoete getijdenwateren (R8) worden daarnaast ook de monsters van de diepe bodem gebruikt.

In de ondiepe oever van de grote rivieren worden twee 'biotopen' onderscheiden: stenen en de zachte ondiepe bodem (onder water). Deze biotopen worden apart bemonsterd indien ze aanwezig zijn op de monsterlocatie. Het 'harde' biotoop wordt bemonsterd door vijf grote stenen van (ver) onder de waterlijn te verzamelen en af te borstelen. De ondiepe bodem wordt bemonsterd met een handnet. Hierbij worden alle voorkomende substraten (grind, zand, slib, waterplanten, rivierhout) naar rato van voorkomen bemonsterd (multi-habitat bemonstering). De monsters van de twee biotopen worden los van elkaar geanalyseerd op de aanwezige soorten en aantallen (abundantie). De bemonsteringen worden jaarlijks uitgevoerd in het najaar.

Voor de beoordeling worden per locatie de monsters van de stenen en van de zachte bodem samengevoegd, voor zover beschikbaar. In de praktijk worden de monsters van de stenen en het handnet nog wel eens apart getoetst, waarna de resultaten van de twee monsters worden gemiddeld. In de dataset die in het kader van dit project door Rijkswaterstaat WVL is aangeleverd, is dit geconstateerd voor de locaties Belfeld en Bergen in de Zandmaas. Deze wijze van toetsen is niet conform de richtlijnen (Hoijtink *et al.*, 2019) en leidt tot foutieve (en veelal lagere) toetsresultaten. Aangezien er op de meeste locaties slechts één biotoop aanwezig is (en bemonsterd wordt), is de fout voor de Maas niet zo groot.

---

<sup>1</sup> MWTL: Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands. De ingewonnen data worden gebruikt voor operationeel waterbeheer, bepalen trends, toetsing aan normen en het leveren van nationale en internationale rapportages.

De diepe bodem wordt bemonsterd vanaf de boot. Afhankelijk van de samenstelling van het substraat wordt hierbij een box corer (slib en fijn zand), van Veen happer (zand) of werpkorf gebruikt (grof zand en grind). De diepe bodem wordt om de 3 jaar bemonsterd in het najaar. De diepe bodem van de zoete getijdenwateren (R8) wordt jaarlijks bemonsterd.

In tabel 2 is de ecologische toestand voor macrofauna weergegeven zoals bepaald door Rijkswaterstaat WVl (bestand 17 juni 2020). Hierbij zijn de nieuwe maatlaten en nieuwe doelen voor de planperiode 2022-2027 gehanteerd (van der Molen *et al.*, 2018; Eichner & Oterdoom, 2020). In de nieuwe maatlaten zijn de aanbevelingen van Postma *et al.* (2018) met betrekking tot de soorten in de maatlat en gevoeligheid van de maatlatparameters verwerkt.

**Tabel 2** EKR-score voor macrofauna en deelmaatlatcores voor de Maas voor de periode 2012 – 2019 op basis van maatlaten 2018 en doelen 2020. In de onderste tabel staan de maatlatgrenzen weergegeven (bron: Rijkswaterstaat WVl).

Waterlichaam	EKR beoordeling en deelmaatlaten	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Boven Maas - R7	Macrofauna EKR	0,51	0,46	0,45	0,47	0,38	0,44	0,43	
NL91BOM	- Kenmerkende soorten (KM%)	0,25	0,30	0,41	0,36	0,24	0,31	0,29	
Aantal locaties: 1	- Dominant positieve soorten (DP%)	0,26	0,24	0,26	0,23	0,27	0,34	0,31	
	- Dominant negatieve soorten (DN%)	0,88	0,85	0,86	0,82	0,79	0,85	0,85	
	- Aantal EPT families	4,0	3,0	2,0	3,0	2,0	2,5	2,7	
Grensmaas - R16	Macrofauna EKR	0,37	0,54	0,51	0,43		0,48	0,46	
NL91GM	- Kenmerkende soorten (KM%)	0,23	0,39	0,51	0,28		0,26	0,24	
Aantal locaties: 3	- Dominant positieve soorten (DP%)	0,24	0,25	0,28	0,19		0,21	0,16	
	- Dominant negatieve soorten (DN%)	0,79	0,85	0,83	0,81		0,87	0,86	
	- Aantal EPT families	2,7	4,3	2,3	3,0		4,0	3,7	
Zandmaas - R7	Macrofauna EKR	0,47	0,42	0,48	0,43			0,42	
NL91ZM	- Kenmerkende soorten (KM%)	0,40	0,31	0,56	0,54			0,37	
Aantal locaties: 2	- Dominant positieve soorten (DP%)	0,29	0,22	0,34	0,33			0,24	
	- Dominant negatieve soorten (DN%)	0,05	0,01	0,07	0,03			0,06	
	- Aantal EPT families	2,50	2,50	1,50	1,00			1,67	
Bedijkte Maas - R7	Macrofauna EKR	0,56	0,50	0,51	0,39			0,42	
NL91BM	- Kenmerkende soorten (KM%)	0,67	0,73	0,71	0,33			0,27	
Aantal locaties: 1	- Dominant positieve soorten (DP%)	0,41	0,36	0,43	0,33			0,23	
	- Dominant negatieve soorten (DN%)	0,88	0,87	0,90	0,91			0,79	
	- Aantal EPT families	2,0	1,0	1,0	1,0			3,0	
Beneden Maas - R8	Macrofauna EKR	0,49	0,33	0,33	0,43		0,43	0,39	
NL94_5	- Algemene verstoring	0,58	0,50	0,50	0,77		0,66	0,81	
Aantal locaties: 3	- Sedimentverontreiniging	0,62	0,52	0,41	0,46		0,49	0,39	
	- Diversiteit oever	0,56	0,33	0,45	0,43		0,43	0,39	
Bergsche Maas - R8	Macrofauna EKR						0,28		
NL94_6	- Algemene verstoring						0,68		
Aantal locaties: 2	- Sedimentverontreiniging						0,82		
	- Diversiteit oever						0,28		

Doelen	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
Boven Maas	>=0,5	>=0,33	>=0,17	<0,17
Grensmaas	>=0,6	>=0,4	>=0,2	<0,2
Zandmaas	>=0,49	>=0,33	>=0,16	<0,16
Bedijkte Maas	>=0,58	>=0,39	>=0,19	<0,19
Beneden Maas	>=0,46	>=0,31	>=0,15	<0,15
Bergsche Maas	>=0,36	>=0,24	>=0,12	<0,12

De huidige toestand van de Maas wordt overwegend beoordeeld als 'matig'. De Bergsche Maas scoort aanzienlijk lager dan de overige waterlichamen. Voor dit waterlichaam geldt echter ook een lagere doelstelling, waardoor het kwaliteitsoordeel ook hier op 'matig' uitkomt.

In de tabel is ook de score voor de deelmaatlaten weergegeven. Voor de Grensmaas (watertype R16) en de Boven Maas, Zandmaas en Bedijkte Maas (watertype R7) zijn dit de aanwezigheid van kenmerkende indicatoren, dominant positieve indicatoren en dominant negatieve indicatoren. Kenmerkende indicatoren zijn specifieke soorten voor het betreffende watertype in de natuurlijke toestand. Dominant positieve indicatoren zijn soorten die in een ecologisch optimaal ontwikkelde situatie (de referentiesituatie) dominant kunnen zijn. Dominant negatieve indicatoren zijn soorten waarvan het voorkomen in hoge aantallen indicatief is voor een slechte toestand. Daarnaast is de score afhankelijk van het aantal families eendagsvliegen (*Ephemeroptera*), steenvliegen (*Plecoptera*) en kokerjuffers (*Trichoptera*) (EPT-families).

Voor de Beneden Maas en Bergsche Maas (watertype R8) zijn de gemiddelde scores voor de deelmaatlat-ten algemene verstoring, sedimentvervuiling en diversiteit van de oever weergegeven.

Uit tabel 2 blijkt dat het percentage kenmerkende riviersoorten over het algemeen laag is. Opvallend is hier dat vooral de Bedijkte Maas enkele keren hoog scoort. De deelscores voor de negatieve indicatoren zijn vrij laag, wat betekent dat er relatief weinig negatieve indicatoren in de levensgemeenschap aanwezig zijn. Het ontbreken van negatieve indicatoren draagt in alle waterlichamen positief bij aan de totale score. Het aandeel positieve indicatoren is (veel) te laag en draagt nauwelijks bij aan de totale KRW-score. Ook het aantal families eendagsvliegen, steenvliegen en kokerjuffers (EPT-families) is laag. Hierdoor kan de EKR-score in veel gevallen niet hoger komen dan 0,6. Voor een uitgebreide bespreking van (de ontwikkeling van) de deelmaatlatscores zie Reeze *et al.* (2020).

Een deel van de levensgemeenschap van de Maas bestaat uit exoten. Dit zijn soorten die niet van oudsher in Nederland voorkomen, maar zich in de loop van de tijd in Nederland hebben gevestigd. Vooral op stenen in de oeverzone is het aandeel van exoten groot. In de Zandmaas en Getijden Maas bedraagt het aandeel exoten tot 90%; in het benedenstroomse deel van de Grensmaas is deze dominantie een stuk lager (Reeze *et al.*, 2020). De binnenkomst van exoten kan allerlei ecologische effecten veroorzaken door factoren als predatie of juist concurrentie om voedsel en ruimte. Naast deze ecologische effecten sorteren de binnenkomende exoten ook een effect op de maatlat score. Enkele soorten zijn opgenomen als dominant positieve indicator (zoals bijvoorbeeld *Dikerogammarus*) of dominant negatieve indicator (*Jaera istri*). De meeste exoten zijn echter niet aange-merkt als indicator en wegen mee in de 'noemer' van de deelmaatlaten. Dit leidt tot een lagere EKR-score. Een analyse van Postma *et al.* (2018) toont aan dat het effect van exoten op de EKR-score toeneemt als het aandeel exoten toeneemt, vooral op stenen. Het rekenkundige effect op de EKR is echter beperkt met gemiddeld zo'n 0,03 over de laatste 6 jaar.

**Foto 1** Pontokaspische vlokreeft (*Dikerogammarus villosus*) (afbeelding: S. Giesen (CC BY-SA 2.0)).



## 2.1.2 HUIDIGE TOESTAND - NIET KRW

De belangrijkste aanvullende bronnen voor het voorkomen van macrofauna in de Maas zijn de projectmonitoring van natuurvriendelijke oevers langs de Maas en Maas in Beeld (Buijse *et al.*, 2019), de bemonstering van bakenbomen in de Bedijkte Maas en de Beneden Maas (Klink, 2016) en de ecologische resultaten van 30 jaar natuurontwikkeling langs de Grensmaas (Kurstjens *et al.*, 2020). Daarnaast verscheen er recent een verslag van een zoektocht naar EPT-soorten in Limburg in 2020 in de 'Digitale Kokerjuffer' (Tolkamp, 2020).



### Kenmerkende riviersoorten

In het kader van de watersysteemrapportage Maas (oplevering 2020) is een analyse gedaan naar het voorkomen van kenmerkende riviersoorten in alle macrofaunamonsters van de Maas in de periode 1992-2016 (MWTL en NVO Maas) (Reeze *et al.*, 2020). Kenmerkende riviersoorten komen vooral voor in de groep van de eendagsvliegen (haften), steenvliegen, kokerjuffers en libellen en tellen (veelal) positief mee voor de KRW: als kenmerkende indicator, positief dominante indicator en/of als EPT-familie. In tabel 3 zijn de meest frequent voorkomende soorten uit deze groepen gepresenteerd.

De meest frequent voorkomende kenmerkende riviersoort is de kokerjuffer *Ecnomus tenellus*, een soort van hard substraat in de oeverzone. Daarnaast is de eendagsvlieg *Caenis luctuosa* zeer frequent aanwezig. Voor de KRW-maatlat geldt *Ecnomus tenellus* niet als kenmerkende soort, *Caenis luctuosa* wel. Opvallend is dat de genoemde soorten in tabel 3 ofwel tolerant zijn, dat wil zeggen niet zo gevoelig voor verstoring en vervuiling, ofwel dat deze niet meer recent in de monsters worden aangetroffen.

**Tabel 3** Voorkomen van enkele kenmerkende riviersoorten en hun presentie (percentage van het totaal aantal monsters) in de dataset van de Maas (1992-2016) (bron: Reeze *et al.*, 2020).

Soort	Nederlandse naam	%	Opmerkingen
<b>Eendagsvliegen, steenvliegen, kokerjuffers en libellen, frequent voorkomend</b>			
<i>Ecnomus tenellus</i>	- (kokerjuffer)	46	Tolerant
<i>Caenis luctuosa</i>	Ochtendslijkhaf	44	Tolerant
<i>Tinodes waeneri</i>	- (kokerjuffer)	17	Toegenomen
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	- (kokerjuffer)	8	Afgenomen (v.a. 1997)
<i>Cyrnus flavidus</i>	- (kokerjuffer)	5	Verdwenen (v.a. 1997)
Baetidae	- (eendagsvlieg)	5	Vrijwel verdwenen
<i>Ceraclea dissimilis</i>	- (kokerjuffer)	4	Verdwenen (v.a. 2007)
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	- (kokerjuffer)	4	Verdwenen (v.a. 2004)
<i>Nereclipsis bimaculata</i>	- (kokerjuffer)	3	Verdwenen (v.a. 2008)
<i>Cloeon dipterum</i>	Gewone tweevleugel	3	Tolerant
<i>Calopteryx splendens</i>	Weidebeekjuffer	2	
<b>Overigen</b>			
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Ronde beekmuts	34	Afnemend (v.a. 2014)
Elimidae	Echte beekkevers	3	
<i>Rheotanytarsus</i>	- (muggenlarve)	8	
<i>Rheopelopia</i>	- (muggenlarve)	2	Verdwenen (v.a. 1999)
Simuliidae	- (muggenlarve)	2	Verdwenen (v.a. 2008)
<b>Zeldzame soorten</b>			
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Kiezelzwemwants	0,2	
<i>Heptagenia sulphurea</i>	Zwavelhaft	0,5	

Van de overige kenmerkende riviersoorten is de ronde beekmuts (*Ancylus fluviatilis*) het meest frequent voorkomend. Deze soort gaat echter sterk achteruit. Twee andere soorten uit de groep 'overigen' worden al 10 jaar niet meer waargenomen. Specifieke soorten zoals de kiezelzwemwants *Aphelocheirus aestivalis* en de zwavelhaft *Heptagenia sulphurea* zijn de laatste 15 jaren niet meer waargenomen. Omdat ze wel in de Geul, Roer en Swalm voorkomen, wordt aangenomen dat de Grensmaas en Zandmaas (nog) niet geschikt zijn voor deze soorten (Reeze *et al.*, 2020).

### NVO Maas/ Maas in Beeld

Enkele bekende kenmerkende riviersoorten worden niet als larve aangetroffen bij de standaard macrofaunabemonsteringen, maar als adult vliegend langs de Maas, met name zomersneeuw (*Ephoron virgo*), de rivierrombout (*Gomphus flavipes*) en de beekrombout (*Gomphus vulgatissimus*) (Reeze *et al.*, 2020). Zo-

mersnieuw wordt regelmatig waargenomen langs de Zandmaas en Bedijkte Maas (bron: [www.waarneming.nl](http://www.waarneming.nl)). De rivierrombout wordt sinds enkele jaren (ca. 2014) weer aangetroffen langs de Beneden Maas. Er zijn hier ook huidjes van larven aangetroffen, wat duidt op lokale voorplanting. De Beneden Maas is veruit het meest geschikte Maastraject met relatief veel zandige oevers en kribvakken met enige zanddynamiek (Buijse *et al.*, 2019). De beekrombout is tussen 2008 en 2011 langs verschillende natuurlijke oevers langs de Zandmaas en de Bedijkte Maas aangetroffen, steeds in beperkte aantallen. De beekrombout heeft momenteel weer goede populaties in de grotere beken van Limburg (Roer, Swalm, Leubeek, Niers) (Buijse *et al.*, 2019). Vermoedelijk gaat het vaak om drift vanuit de zijbeken en vormt de gestuwde Maas geen optimaal biotoop voor deze soort.

#### Rivierhout in de Bedijkte Maas en de Beneden Maas

Rivierhout vormt een belangrijk onderdeel van het voedselweb van de rivier en vormt een belangrijk habitat voor macrofauna (Klink, 2016; Liefveld *et al.*, 2017). Sinds 2006 is Rijkswaterstaat Limburg gestart met het weer aanbrengen van dood hout in de rivier door het (deels) onder water plaatsen van gestorven bakenbomen langs de oever van de Bedijkte Maas en de Beneden Maas. In het voorjaar en de zomer van 2011 en in 2016 zijn deze bomen onderzocht op macrofauna. Hieruit is het volgende gebleken (Klink, 2016):

- Er is een groot aantal kenmerkende riviersoorten gevonden op de bomen; het aantal kenmerkende riviersoorten is bovendien veel groter dan op de stenen in de oeverzone;
- Op de bomen zijn meerdere zeldzame soorten aangetroffen, waaronder enkele obligate houteters;
- Het aantal kenmerkende riviersoorten is in 2016 significant toegenomen ten opzichte van 2011;
- De KRW-maatlatscores van 2011 en 2016 zijn vergelijkbaar.

Klink (2016) concludeert dat de bomen een verrijking betekenen voor de macrofauna in de Maas. De kolonisatie van kenmerkende riviersoorten verloopt voorspoedig en het is te hopen dat deze soorten ook in aantallen een factor van betekenis kunnen worden.

#### Natuurontwikkeling langs de Grensmaas

Onder de libellen in de Grensmaas was aanvankelijk een toename zichtbaar, maar deze is de laatste periode gestopt. Onder de groep stroomminnende soorten is zelfs een terugval zichtbaar. Drie soorten zijn afgelopen decennium niet meer waargenomen (kleine tanglibel, beek- en rivierrombout), soorten die rond 2000 sporadisch opdoken (Kurstjens *et al.*, 2020). Ook de blauwe breedscheenjuffer en weidebeekjuffer zijn slechts in zeer lage aantallen gemeld. Voor de 'rivierlibellen' is de situatie momenteel nog steeds kritiek omwille van de ongunstige condities bij laagwater. Aangezien de afgelopen jaren langdurige droogteperiodes in de zomer optraden, zijn deze soorten momenteel slecht vertegenwoordigd (Kurstjens *et al.*, 2020).

#### Zoektocht naar EPT-soorten in Limburg in 2020

In de 'Digitale Kokerjuffer' doet Harry Tolkamp verslag van waarnemingen van EPT-soorten (met name kokerjuffers) in Limburg in 2020. Hij maakt melding van diverse (bijzondere) waarnemingen in verschillende zijbeken van de Maas, waaronder de Roer, Swalm en Niers. Daarnaast doet hij verslag van een bemonstering van de Grensmaas in augustus, waar hij een "zeer arme fauna" aantreft, "gedomineerd door de reuzenvlokreeft (*Dikerogammarus villosus*) en de donaupissebed (*Jaera istri*), met daarnaast soorten als de

Aziatische korfmossel (*Corbicula fluminea*), de driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en gewone soorten als *Potamopyrgus jenkinsi*, *Radix balthica* en *Ferrissia fragilis* [...]. Qua kokerjuffers vonden we slechts *Psychomyia pusilla* larven en (pre)poppen en larven van *Hydropsyche angustipennis* en *H. exocellata*. Een zeer verarmde macrofaunagemeenschap dus, gedomineerd door exoten. Eind augustus verzamelden we één haft (*Baetis vernus*), wat wel weer bijzonder is aangezien deze de laatste jaren niet meer werden aangetroffen.”

### 2.1.3 MONITORINGSASPECTEN

Relevante monitoringsaspecten met betrekking tot macrofauna hebben betrekking op het aantal monsterpunten en de ligging daarvan, meetfrequentie en het seizoen van monsternamen en de wijze waarop de gegevens geanalyseerd worden. Navolgend worden deze besproken.

#### Aantal monsterpunten

Het monitoren van macrofauna is arbeidsintensief werk: met het bemonsteren, het uitzoeken van de monsters en het determineren tot op soortsniveau zijn relatief veel tijd en kosten gemoeid. Daarom wordt in de monitoringstrategie voor macrofauna ingezet op het bemonsteren van een beperkt aantal monsterpunten. Voor macrofauna worden drie monsterpunten per waterlichaam aanbevolen; bij kleine of uniforme waterlichamen kan worden volstaan met minder (Hoijtink *et al.*, 2019). Hierbij is bekend dat drie meetpunten per waterlichaam in rivieren te weinig is om alle ruimtelijke variatie te dekken en tot een betrouwbaar toestandsoordeel te komen. De praktijk leert echter dat het benodigde aantal meetpunten om een acceptabele betrouwbaarheid te verkrijgen doorgaans zo groot is, dat dit financieel niet haalbaar is (Postma *et al.*, 2018).

De Boven Maas en Bergsche Maas zijn beperkt qua omvang, de Bergsche Maas is bovendien zeer uniform. Hierbij valt op dat de Bergsche Maas met twee monsterpunten intensiever wordt bemonsterd dan de Boven Maas (één monsterpunt). Bij de overige waterlichamen valt op dat de Zandmaas en de Bedijkte Maas niet met de aanbevolen drie monsterpunten worden bemonsterd. Voor de Zandmaas is dit vreemd gezien de omvang van het waterlichaam en de diversiteit van de oevers als gevolg van de inrichtingsmaatregelen (NVO Maas). Ook de Bedijkte Maas komt er gezien zijn omvang met één monsterpunt bekaaid van af. Hier kan tegenin worden geworpen dat de oevers van de Bedijkte Maas (nu nog) relatief uniform zijn.

#### Ligging van de monsterpunten

Naast het aantal monsterpunten is de ligging van de monsterpunten van belang. De meeste macrofauna-soorten zijn gebonden aan specifieke habitats en komen alleen voor waar deze habitats aanwezig zijn. Het voorkomen van deze soorten is dus erg plaatsgebonden. In relatie tot inrichtingsmaatregelen betekent dit dat bepaalde soorten alleen voorkomen op plekken waar bepaalde habitats zijn gecreëerd (bijvoorbeeld op het aangebrachte rivierhout) en elders niet.

Uitgangspunt voor de keuze van de bemonsteringslocaties is dat ze een goede afspiegeling vormen van de ecologische toestand van de Maas en (dus) van de habitats die in het waterlichaam voorkomen. Vooral bij waterlichamen waar op grote schaal maatregelen zijn genomen, is het verstandig om de ligging van de monsterpunten en de daar aanwezige habitats met enige regelmaat te controleren op representativiteit en eventueel aan te passen aan de nieuwe situatie (Postma *et al.*, 2018). In de Maas is dit vooral relevant voor

de Grensmaas (Grensmaasproject), Zandmaas en Bedijkte Maas (NVO Maas). Hierbij moet een eventuele wijziging van een monsterpunt worden afgewogen tegen het belang van een lange, meerjarige meetreeks, zie ook Postma *et al.* (2018). Dit is extra relevant voor de dataset van de Maas, die wordt gekenmerkt door veel meetpunten met een onregelmatige meetreeks (Reeze *et al.*, 2020). Dit bemoeilijkt een betrouwbare trendanalyse.

Door het beperkte aantal locaties en de plaatsgebondenheid van veel soorten, zullen maatregelen op een kleiner schaalniveau of buiten de hoofdstroom niet zichtbaar worden in de macrofauna op de 'standaard' meetpunten en dus ook niet in de KRW-scores. Dit is op zich ook wel terecht: op het schaalniveau van het waterlichaam verandert de toestand van de macrofauna immers niet significant. Dat wil niet zeggen dat de maatregelen niet effectief zijn. Een goede manier om zicht te houden op de effectiviteit van de uitgevoerde maatregelen is het uitvoeren van (aanvullende) projectmonitoring. Een andere mogelijkheid is het toevoegen van extra meetpunten wanneer specifieke habitats of biotopen een significant deel uitmaken van het waterlichaam (bijvoorbeeld één extra meetpunt wanneer nevengeulen meer dan 5% van het oppervlak of de lengte van het waterlichaam omvatten), met een weegfactor bij de toetsing (Postma *et al.*, 2018).

#### Meetfrequentie en seizoen van monstername

Wat betreft de meetfrequentie en het seizoen van monstername stellen Postma *et al.* (2018) voor om de meetfrequentie gelijk te houden (jaarlijks) of eventueel te verlagen (tweejaarlijks) en de monstername te verplaatsen naar het voorjaar. Het verlagen van de meetfrequentie is niet van invloed op de hoogte van de EKR, maar leidt er wel toe dat eventuele trends minder snel waargenomen kunnen worden (Postma *et al.*, 2018).

Het verplaatsen van de monstername naar het voorjaar leidt tot een hogere maatlatscore. Dit geldt ook voor de voorgestelde (en doorgevoerde) aanpassingen van de maatlat (Postma *et al.*, 2018). Voor het doelbereik (doelgat) maakt dit echter niets uit, aangezien het doel wordt bepaald als som van de huidige ecologische toestand plus het effect van alle mogelijke maatregelen (STOWA, 2018). Bij een hogere startscore zal (bij een gelijkblijvend maatregelenpakket) het doel dus ook mee naar boven bewegen. Daarbij moet rekening worden gehouden met extra moeilijkheden bij de monstername en variatie in de bemonsteringsresultaten als gevolg van een onstabiel waterpeil in het voorjaar en met het afbreken van de bestaande, meerjarige meetreeks (vanaf 1992).

#### Analyse en gevolgen voor kenmerkende en zeldzame soorten

Door wijzigingen in de analysemethoden op het laboratorium is de kans op het aantreffen van soorten die in lage aantallen voorkomen sinds 2006 afgenomen (Postma *et al.*, 2018). Sinds 2006 worden de verzamelde monsters niet meer in zijn geheel geanalyseerd ('uitgezocht'), maar gedeeltelijk. In 2015-2016 lag de uitgezochte fractie voor handnetmonsters gemiddeld op 1/10 tot 1/15 deel van het totale monster. Dit wordt maar deels ondervangen door de 'screening' van de rest van het monster. Bovendien worden van allerlei kenmerkende groepen macrofauna minder individuen gedetermineerd dan geadviseerd vanuit het RWS-protocol en/of Hydrobiologisch handboek. Hierdoor is de kans op het aantreffen van soorten die in lage aantallen voorkomen verlaagd (Postma *et al.*, 2018), met een lager aantal taxa tot gevolg. Of dit ook een effect heeft op de beoordeling van de ecologische toestand (EKR-score) is onduidelijk en moet nog worden uitgezocht (Postma *et al.*, 2018).

## 2.1.4 CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN

Uit paragraaf 2.1.1 blijkt dat de ecologische toestand van de Maas voor macrofauna overwegend als ‘matig’ wordt beoordeeld. Uit analyse van deze beoordeling blijkt dat dit vooral komt door een beperkte diversiteit van de macrofauna en een gering aandeel van kenmerkende riviersoorten. Dit beeld wordt onder andere bevestigd door Klink (2016).

Uit paragraaf 2.1.2 blijkt dat er weinig kenmerkende riviersoorten worden aangetroffen in de Maas en dat deze soorten bovendien niet zo gevoelig voor verstoring en vervuiling zijn of niet meer recent in de monsters worden aangetroffen. Hoewel uit de bemonstering van specifieke substraten (rivierhout) en uit andere waarnemingen (van vliegende adulten) blijkt dat in de routinematige monitoring soorten worden gemist, zijn er geen aanwijzingen dat de toestandsbeschrijving geen correct beeld zou geven van de macrofauna in de Maas. Elke aanvullende wijze van bemonsteren levert nu eenmaal meer informatie op. Belangrijker is dat de bemonstering, toetsing en beoordeling goed op elkaar zijn afgestemd (Postma *et al.*, 2018).

In de Watersysteemrapportage Maas worden de matige ecologische toestand en het ontbreken van voldoende kenmerkende riviersoorten bediscussieerd in het licht van het herstel van de waterkwaliteit en de uitgevoerde inrichtingsprojecten (Reeze *et al.*, 2020). Er worden verschillende redenen genoemd waarom een grootschalig ecologisch herstel onder water uitblijft. De belangrijkste aanbeveling voor verbetering van de toestand is het creëren van ondiep stromend zomerbed (zonder scheepvaart) en meer structuur onder én boven water.

Daarnaast zijn er ook enkele verbeteringen mogelijk in de monitoring. Aansluitend op de bevindingen uit paragraaf 2.1.3 zijn hiervoor de volgende aanbevelingen geformuleerd:

- Benoem één extra monsterpunt in de Zandmaas (eventueel in plaats van één monsterpunt in de Bergsche Maas). Daarnaast moet het opnemen van twee extra monsterpunten in de Bedijkte Maas worden overwogen;
- Controleer of de huidige bemonsteringslocaties en daar aanwezige habitats nog representatief zijn voor (de dominante) habitats die in het waterlichaam aanwezig zijn. Deze aanbeveling is vooral van toepassing op de waterlichamen waar grootschalige maatregelen zijn genomen, m.n. Grensmaas, Zandmaas en Bedijkte Maas (NVO Maas). Hierbij moeten eventuele wijziging van monsterpunten worden afgewogen tegen het belang van lange, meerjarige meetreeksen;
- Voer aanvullend projectmonitoring uit om de ontwikkeling van macrofauna op overige locaties te volgen en met oog op effectiviteit en leren van de maatregelen. Een andere mogelijkheid is het toevoegen van extra meetpunten aan de routinematige monitoring wanneer specifieke habitats een significant deel uitmaken van het waterlichaam (bijvoorbeeld één extra meetpunt wanneer nevengeulen meer dan 5% van het oppervlak of de lengte van het waterlichaam omvatten), met een weegfactor bij de toetsing;
- Onderzoek en optimaliseer de analysemethoden in het laboratorium met het oog op het detecteren van (m.n. kenmerkende) soorten die in lage aantallen voorkomen.

## 2.2 VISSSEN

### 2.2.1 HUIDIGE TOESTAND – KRW

De Actieve vismonitoring Rijkswateren wordt uitgevoerd met behulp van actieve vangtuigen: elektrovisserij in de oeverzone en boomkorvisserij in het open water. In de Grensmaas wordt vanwege de geringe waterdiepte alleen bemonsterd met elektrovisserij. De uitvoering vindt voornamelijk plaats in de hoofdgeul en enkele zijwateren, zoals aangetakte plassen en havens. De Actieve monitoring vindt plaats sinds 1992. Voor de in deze rapportage uitgevoerde analyse wordt de periode 2006 – 2018 beschouwd. De monitoring binnen het stroomgebied van de Maas vindt plaats in het najaar (Beneden Maas) of in het voorjaar (Grensmaas, Zandmaas en Bedijkte Maas). Niet elk waterlichaam is altijd in dezelfde jaren en met dezelfde frequentie bemonsterd (tabel 4). In de Bergsche Maas en de Boven Maas vindt geen vismonitoring plaats. Deze waterlichamen 'lenen' de EKR-score van respectievelijk Beneden Maas en Grensmaas.

De maatlat voor vis maakt onderscheid in de deelmaatlaten soortensamenstelling en abundantie (tabel 4). Binnen de deelmaatlat soortensamenstelling wordt het aantal reofiele, diadrome en limnofiele soorten getoetst. Een overzicht van deze soorten, inclusief een classificatie van het huidige voorkomen, staat weergegeven in tabel 5. Binnen de deelmaatlat abundantie scoort de relatieve dichtheid van reofiele en limnofiele soorten. Voor de watertypen R7 (Boven Maas, Zandmaas en Bedijkte Maas) en R8 (Beneden Maas en Bergsche Maas) en R16 (Grensmaas) wordt de abundantie berekend op basis van aantalspercentage, dus ten opzichte van het totale visbestand (Van der Molen *et al.*, 2018).

Voor de maatlat abundantie wordt de abundantie van reofiele en limnofiele soorten berekend ten opzichte van de totale abundantie van vis. De relatieve abundantie van reofiele en limnofiele soorten wordt daarmee beïnvloed door de abundantie van alle overige soorten. Soorten die niet in de deelmaatlat soortensamenstelling opgenomen zijn, tellen wel mee in de deelmaatlat abundantie en zijn daarmee direct van invloed op de relatieve abundantie. Hoe hoger de abundantie van niet-kenmerkende soorten, hoe lager de relatieve abundantie van KRW-soorten en hoe lager de EKR-score. Exoten worden verschillend ingedeeld in de maatlaten: recente exoten zoals de Oost-Europese grondels vallen onder de overige vissoorten (dus niet onder 'reofiel'), terwijl de Siberische steur als reofiele doelsoort aangemerkt is.

**Tabel 4** EKR, maatlat en deelmaatlat scores van de waterlichamen Grensmaas, Zandmaas, Bedijkte Maas en Beneden Maas voor de periode 2006 – 2019 op basis van de Actieve Vismonitoring. Boven Maas ‘leent’ de score van de Grensmaas, Bergsche Maas ‘leent’ van de Beneden Maas. In het onderste deel van de tabel staan de toetswaardes per waterlichaam weergegeven. Waardes zijn bepaald o.b.v. de KRW-maatlatten 2018, doelen 2020 (bron: Rijkswaterstaat).

Waterlichaam	EKR beoordeling en deelmaatlaten	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
<b>Boven Maas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,39</b>	<b>0,43</b>	<b>0,35</b>	<b>0,48</b>	<b>0,53</b>	<b>0,44</b>	<b>0,44</b>	<b>0,43</b>	<b>0,47</b>	<b>0,25</b>	<b>0,43</b>	<b>0,16</b>	<b>0,32</b>	<b>0,31</b>
<b>NL91BOM</b>															
<b>Grensmaas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,39</b>	<b>0,43</b>	<b>0,35</b>	<b>0,48</b>	<b>0,53</b>	<b>0,44</b>	<b>0,44</b>	<b>0,43</b>	<b>0,47</b>	<b>0,25</b>	<b>0,43</b>	<b>0,16</b>	<b>0,32</b>	<b>0,31</b>
<b>NL91GM</b>	Soortensamenstelling vissen	0,23	0,23	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,17	0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,30	0,30	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,10	0,50	0,50
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
	Abundantie vissen	0,55	0,63	0,41	0,65	0,76	0,57	0,57	0,55	0,64	0,20	0,57	0,16	0,33	0,32
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,82	0,83	0,49	0,82	0,83	0,89	0,80	0,63	0,81	0,10	0,90	0,11	0,33	0,22
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,28	0,44	0,32	0,48	0,69	0,26	0,34	0,48	0,47	0,30	0,23	0,20	0,34	0,41
<b>Zandmaas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,06</b>	<b>0,13</b>	<b>0,17</b>	<b>0,20</b>	<b>0,13</b>					<b>0,08</b>			<b>0,21</b>	<b>0,15</b>
<b>NL91ZM</b>	Soortensamenstelling vissen	0,10	0,30	0,30	0,30	0,23					0,10			0,10	0,23
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,10	0,30	0,30	0,30	0,10					0,10			0,10	0,10
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,10	0,50	0,50	0,50	0,50					0,10			0,10	0,50
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10					0,10			0,10	0,10
	Abundantie vissen	0,03	0,03	0,04	0,10	0,02					0,06			0,32	0,06
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,05	0,03	0,06	0,07	0,02					0,13			0,63	0,09
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,00	0,03	0,02	0,13	0,02					0,00			0,00	0,03
<b>Bedijkte Maas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,17</b>	<b>0,20</b>	<b>0,19</b>	<b>0,18</b>	<b>0,16</b>					<b>0,17</b>		<b>0,16</b>	<b>0,21</b>	<b>0,20</b>
<b>NL91BM</b>	Soortensamenstelling vissen	0,30	0,30	0,30	0,23	0,23					0,30			0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,30	0,30	0,10	0,10	0,10					0,30			0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,50	0,50	0,70	0,50	0,50					0,50			0,50	0,50
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10					0,10			0,10	0,10
	Abundantie vissen	0,05	0,07	0,08	0,13	0,09					0,04			0,02	0,12
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,07	0,06	0,07	0,04	0,05					0,06			0,02	0,10
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,02	0,07	0,08	0,21	0,13					0,01			0,02	0,15
<b>Beneden Maas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,16</b>	<b>0,12</b>	<b>0,09</b>	<b>0,14</b>	<b>0,17</b>	<b>0,09</b>	<b>0,22</b>	<b>0,15</b>	<b>0,09</b>	<b>0,15</b>	<b>0,07</b>	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>	<b>0,16</b>
<b>NL94_5</b>	Soortensamenstelling vissen	0,17	0,10	0,10	0,17	0,30	0,10	0,30	0,23	0,17	0,23	0,10	0,10	0,10	0,23
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,10	0,10	0,10	0,10	0,30	0,10	0,30	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,30	0,10	0,10	0,30	0,50	0,10	0,50	0,50	0,30	0,50	0,10	0,10	0,10	0,50
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
	Abundantie vissen	0,14	0,13	0,07	0,12	0,04	0,08	0,14	0,07	0,02	0,06	0,04	0,11	0,08	0,11
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,28	0,26	0,15	0,23	0,08	0,16	0,26	0,12	0,03	0,11	0,08	0,21	0,15	0,15
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Bergsche Maas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,16</b>	<b>0,12</b>	<b>0,09</b>	<b>0,14</b>	<b>0,17</b>	<b>0,09</b>	<b>0,22</b>	<b>0,15</b>	<b>0,09</b>	<b>0,15</b>	<b>0,07</b>	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>	<b>0,16</b>
<b>NL94_6</b>															

Waterlichaam	Waterlichaam code	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
Boven Maas	NL91BOM	>=0,35	>=0,23	>=0,12	>=0
Grensmaas	NL91GM	>=0,60	>=0,40	>=0,20	>=0
Zandmaas	NL91ZM	>=0,52	>=0,35	>=0,17	>=0
Bedijkte Maas	NL91BM	>=0,35	>=0,23	>=0,12	>=0
Beneden Maas	NL94_5	>=0,34	>=0,23	>=0,11	>=0
Bergsche Maas	NL94_6	>=0,10	>=0,07	>=0,03	>=0

### KRW-beoordeling

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 (tabel 4). 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 wordt 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.

In een aantal waterlichamen van de Maas heeft in de periode 2015 – 2019 tevens Passieve vismonitoring plaatsgevonden met fuiken, het betreft de Beneden Maas en de Zandmaas. Deze Passieve vismonitoring is een afgeslankte vorm van de Passieve vismonitoring die plaatsvond voor het Aalvangverbod in 2011. De Grensmaas en de Bedijkte Maas ‘lenen’ hierbij gegevens van de Zandmaas. Echter ook in de Zandmaas en Beneden Maas wordt niet jaarlijks met fuiken gemonitord. In dat geval worden gegevens uit die waterlichamen gebruikt, maar dan uit een ander bemonsteringsjaar.

Om inzicht te krijgen in de meerwaarde van fuikonderzoek in aanvulling op actieve methodieken voor de EKR-score, zijn de EKR-scores op basis van de Actieve én Passieve vismonitoring weergegeven in tabel 5. Op basis van tabel 5 kan gesteld worden dat de fuikenmonitoring ten behoeve van de EKR-score slechts een beperkte meerwaarde heeft ten opzichte van de Actieve vismonitoring. Alleen voor de Bedijkte Maas lijkt de Passieve monitoring enige meerwaarde te bieden; de bedijkte Maas scoort in de periode 2017 – 2019 ‘matig’ in plaats van ‘ontoereikend’. De Beneden Maas, Zandmaas en de Grensmaas scoren in betreffende periode ‘ontoereikend’ in plaats van ‘ontoereikend’ tot ‘slecht’.

**Tabel 5** EKR, maatlat en deelmaatlatscores van de waterlichamen Grensmaas, Zandmaas, Bedijkte Maas en Beneden Maas voor de periode 2015 – 2019 op basis van de Actieve en Passieve Vismonitoring. In het onderste deel van de tabel staan de toetswaardes per waterlichaam weergegeven. Waardes zijn bepaald o.b.v. de KRW-maatlatten 2018, doelen 2020 (bron: Rijkswaterstaat).

Waterlichaam	EKR beoordeling en deelmaatlatten	2015	2016	2017	2018	2019
<b>Grensmaas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,28</b>	<b>0,47</b>	<b>0,26</b>	<b>0,35</b>	<b>0,34</b>
<b>NL91GM</b>	Soortensamenstelling vissen	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,50	0,70	0,70	0,70	0,70
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,30	0,10	0,10	0,10	0,10
	Abundantie vissen	0,20	0,57	0,16	0,33	0,32
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,10	0,90	0,11	0,33	0,22
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,30	0,23	0,20	0,34	0,41
<b>Zandmaas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,15</b>			<b>0,34</b>	<b>0,21</b>
<b>NL91ZM</b>	Soortensamenstelling vissen	0,23			0,37	0,37
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,10			0,10	0,10
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,50			0,90	0,90
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,10			0,10	0,10
	Abundantie vissen	0,06			0,32	0,06
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,13			0,63	0,09
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,00			0,00	0,03
<b>Bedijkte Maas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,17</b>		<b>0,26</b>	<b>0,28</b>	<b>0,30</b>
<b>NL91BM</b>	Soortensamenstelling vissen	0,30		0,50	0,43	0,50
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,30		0,30	0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,50		0,90	0,90	0,90
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,10		0,30	0,10	0,30
	Abundantie vissen	0,04		0,02	0,12	0,09
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,06		0,02	0,10	0,08
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,01		0,02	0,15	0,10
<b>Beneden Maas</b>	<b>Vis EKR</b>	<b>0,19</b>	<b>0,22</b>	<b>0,17</b>	<b>0,20</b>	<b>0,19</b>
<b>NL94_5</b>	Soortensamenstelling vissen	0,37	0,37	0,30	0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - diadrome soort	0,50	0,50	0,50	0,30	0,30
	Soortenrijkdom Visgilde - limnofiele soort	0,50	0,50	0,30	0,50	0,50
	Soortenrijkdom Visgilde - rheofiele soort	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
	Abundantie vissen	0,02	0,06	0,04	0,11	0,08
	Soortenaandeel Visgilde - rheofiele soort	0,03	0,11	0,08	0,21	0,15
	Soortenaandeel Visgilde - limnofiele soort	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
<b>Waterlichaam</b>	<b>Waterlichaam</b>	<b>Goed</b>	<b>Matig</b>	<b>Ontoereikend</b>	<b>Slecht</b>	
<b>Grensmaas</b>	<b>NL91GM</b>	>=0.60	>=0.40	>=0.20	>=0	
<b>Zandmaas</b>	<b>NL91ZM</b>	>=0.52	>=0.35	>=0.17	>=0	
<b>Bedijkte Maas</b>	<b>NL91BM</b>	>=0.35	>=0.23	>=0.12	>=0	
<b>Beneden Maas</b>	<b>NL94_5</b>	>=0.34	>=0.23	>=0.11	>=0	

### Doelsoorten

In de gehele Maas zijn 26 doelsoorten aangewezen uit verschillende ecologische gildes die horen bij watertype R7 en 28 voor de watertypen R8 en R16. Een groot aantal van deze soorten wordt binnen de MWTL-bemonstering echter niet of slechts sporadisch aangetroffen (Tabel 6; figuur 2), waardoor EKR-scores over het algemeen laag zijn. Vooral de diadrome soorten zijn ondervertegenwoordigd. Deze horen deels ook tot het reofiele gilde, zoals zeeprik, elft, fint en houting. Daarnaast worden twee van de zes limnofiele doelsoorten niet aangetroffen in de Maas: grote modderkruiper en kroeskarper. Slechts enkele soorten kunnen op basis van de resultaten van de MWTL-bemonstering als algemeen worden beschouwd voor de Maas: aal, winde, alver en in mindere mate zeelt. Voor het waterlichaam Grensmaas geldt dit eveneens voor de soorten kopvoorn, barbeel, bermpje, elrits, riviergrondel en sneep. Voor rivierdonderpad geldt dat deze op basis van de gehanteerde methodiek ook tot de algemene soorten behoort in de Maas in de periode 2006 – 2017. Voor deze soort is echter sinds 2012 een sterke achteruitgang vastgesteld en op sommige locaties is rivierdonderpad zelfs geheel verdwenen als gevolg van de opkomst van uitheemse grondelsoorten (figuur 3; Van Kessel *et al.*, 2013; 2016). De rivierdonderpad wordt daarom inmiddels tot de zeldzame soorten gerekend.

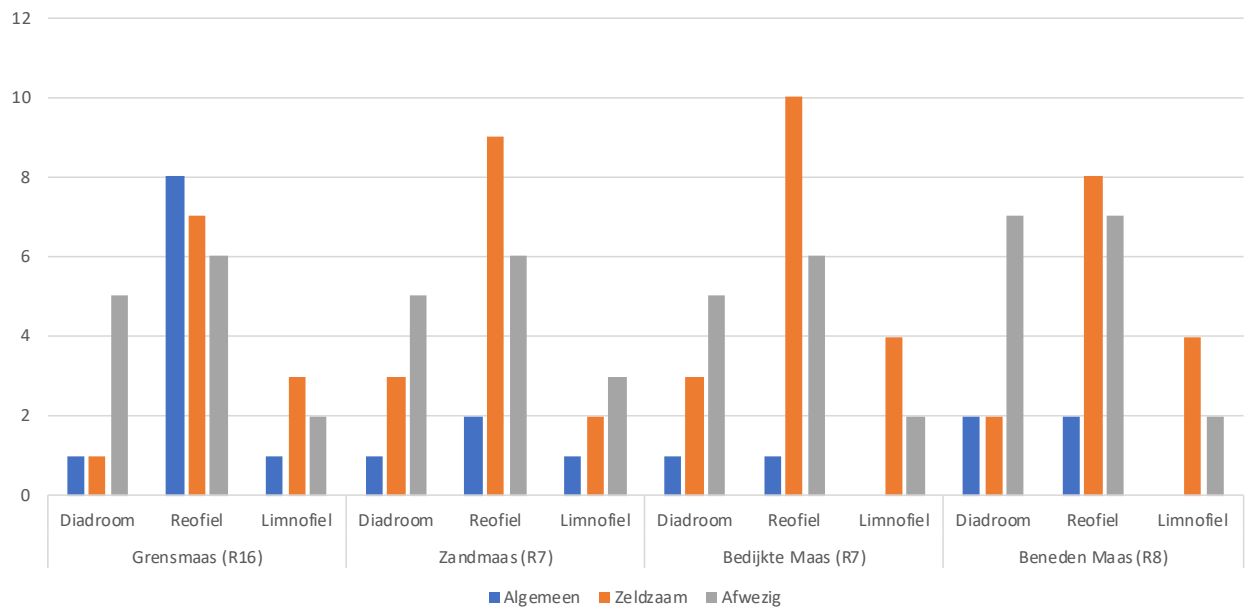


Om meer duiding te geven aan het potentiële effect van het voorkomen van doelsoorten in de verschillende waterlichamen op de deelmaatlaten, is in Tabel 7 de ondergrens voor de deelmaatlaten voor de grote riviertypen weergegeven. Om een ‘hoge’ KRW-score te behalen, is met name op de deelmaatlat aantal soorten een hoog aantal soorten nodig om een ‘matig’ tot ‘goed’ te behalen. Voor de verschillende waterlichamen geldt dat doelsoorten uit alle gilden over het algemeen zeldzaam of afwezig zijn. Alleen in de Grensmaas is het aantal algemene soorten binnen het reofiele gilde enigszins goed vertegenwoordigd. Het is dan ook lastig om een hoge score te behalen.

**Tabel 6** Indeling in gilden van de vissoorten in grote riviertypen (Van der Molen et al., 2018). R=reofiel, D= diadroom en L= limnofiel. De kleuren illustreren het voorkomen van deze soorten in de vier waterlichamen van de Maas die binnen de Actieve vismonitoring Rijkswateren onderzocht zijn: Grensmaas, Zandmaas, Bedijkte Maas en Beneden Maas. Op basis van absolute gevangen aantallen in de periode 2006 – 2017 is onderscheid gemaakt in afwezig (grijs), zeldzaam ( $n = \leq 100$ ; oranje) en algemeen ( $n = \geq 100$ ; blauw).

Watertype Soortnaam	R16	R7	R7	R8
	Grensmaas	Zandmaas	Bedijkte Maas	Beneden Maas
bot		D	D	D
driedoornige stekelbaars		D	D	D
fint				D
paling	D	D	D	D
spiering				D
Atlantische steur	DR	DR	DR	DR
Atlantische zalm	DR	DR	DR	DR
elft	DR	DR	DR	DR
houting	DR	DR	DR	DR
rivierprik	DR	DR	DR	DR
zeeprik	DR	DR	DR	DR
alver	R	R	R	R
barbeel	R	R	R	R
bermpje	R			
elrits	R			
forel	R			
gestippelde alver	R			
kleine modderkruiper	R	R	R	R
kopvoorn	R	R	R	R
kwabaal	R	R	R	R
rivier- en beekdonderpad	R	R	R	R
riviergrondel	R	R	R	R
serpeling	R	R	R	R
Siberische steur	R	R	R	R
sneep	R	R	R	R
winde	R	R	R	R
bittervoorn	L	L	L	L
grote modderkruiper	L	L	L	L
kroeskarper	L	L	L	L
rietvoorn	L	L	L	L
vetje	L	L	L	L
zeelt	L	L	L	L

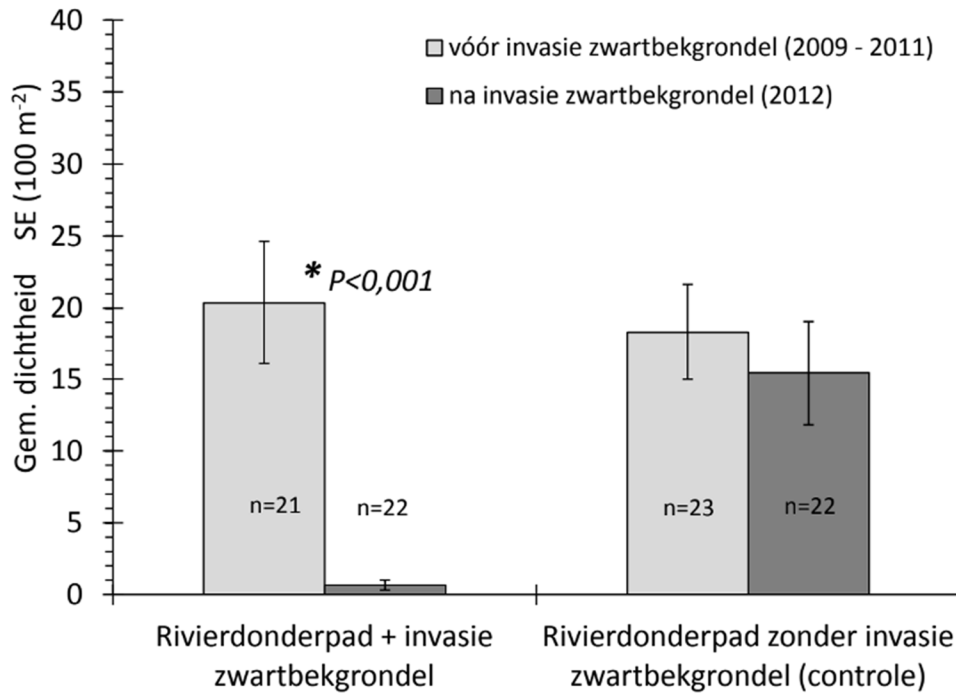
## Voorkomen van doelsoorten per waterlichaam o.b.v. gildes



**Figuur 2** Aantal doelsoorten per ecologisch gilde in de Grensmaas, Zandmaas, Bedijkte Maas en de Beneden Maas in de periode 2006 – 2017 op basis van de Actieve vismonitoring Rijkswateren. Kleuren illustreren het voorkomen van de soorten. Op basis van absolute gevangen aantallen in de periode 2006 – 2017 is onderscheid gemaakt in afwezig (grijs), zeldzaam ( $n \leq 100$ ; oranje) en algemeen ( $n \geq 100$ ; blauw).

**Tabel 7** Ondergrens voor de deelmaatlaten voor de grote riviertypen (van der Molen et al., 2018).

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	0,2	10	5	20
	0,4	20	15	30
	0,6	30	25	40
	0,8	40	35	50
Limnofiel, relatieve dichtheid	0,2	1	1	0
	0,4	5	5	1
	0,6	10	10	3
	0,8	15	15	5



**Figuur 3** Effecten van kolonisatie van oeverbiotopen langs de Maas door de zwartbekgrondel op de dichtheid van de rivierdonderpad. N = aantal locaties. (Bron: Van Kessel et al., 2013).

### Overlaatkanaal van Bosscherveld

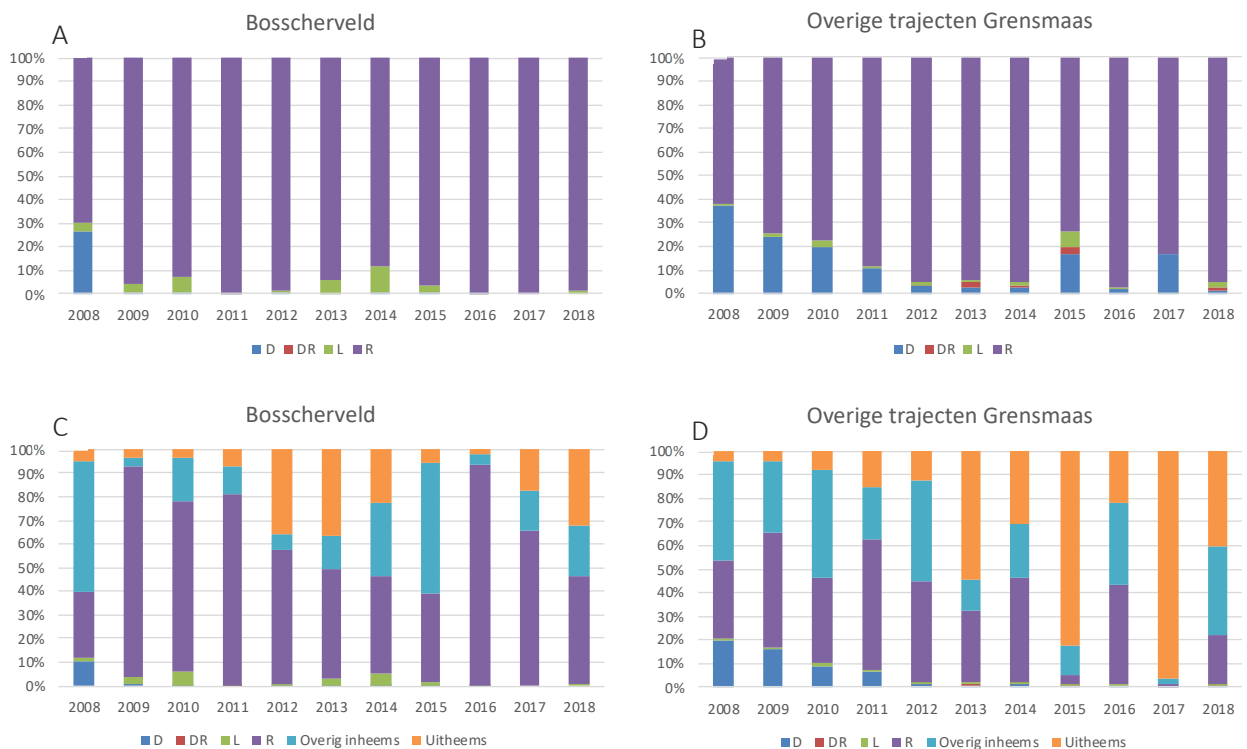
Eén van de twaalf trajecten die jaarlijks binnen de MWTL actieve vismonitoring wordt bemonsterd, betreft het overlaatkanaal van Bosscherveld, dat naast stuw Borgharen ligt. Het betreft een relatief atypisch traject binnen de monitoring waar voor de herinrichting vlottende waterranonkel voorkwam, een stroomminnende soort die in de Grensmaas slechts incidenteel en niet jaarlijks voorkomt (Foto 2). Er heerst permanente stroming en waterpeil schommelingen worden veroorzaakt door opstuwing als gevolg van waterpeil schommelingen in de Grensmaas zelf. Het kanaal zelf is niet onderhevig aan hydropieken. Zonder de aanwezigheid van hydropieken, zou de 'afwijkende' visstand in het kanaal mogelijk een afspiegeling kunnen zijn van de potentiële visstand in de Grensmaas.



**Foto 2** Vlottende waterranonkel in het overlaatkanaal van Bosscherveld in 2012 (foto. M. de la Haye).

Vermoedelijk draagt de visstand in het kanaal voor een substantieel deel bij aan de EKR-scores van de Grensmaas. Om hier inzicht in te krijgen is de relatieve abundantie vis in het kanaal afgezet tegen de relatieve abundantie vis in de overige 11 trajecten in de Grensmaas (figuur 4). In figuur 4A en B is de relatieve abundantie van alleen de typerende vissoorten (R16) in de periode 2008 – 2018 weergegeven.

Op basis van deze uiteenzetting zijn weinig verschillen tussen Bosscherveld en de overige trajecten van de Grensmaas waarneembaar. Het kanaal herbergt een groter aandeel limnofiele soorten en binnen de overige trajecten wordt een groter aandeel gevormd door diadrome soorten (lees: aal). Het aandeel reofiele soorten is in hoge mate vergelijkbaar. Voor de deelmaatlat abundantie is het echter noodzakelijk ook de overige soorten (overige inheemse en uitheemse soorten) mee te nemen (figuur 4C en 4D). In het overlaatkanaal van Bosscherveld blijft een relatief groot aandeel reofiele soorten aanwezig, terwijl binnen de overige trajecten van de Grensmaas het aandeel reofielen sterk negatief beïnvloed wordt door de overige inheemse en uitheemse soorten. De relatieve abundantie van reofiele soorten wordt beduidend lager in vergelijking met de relatieve abundantie reofiele soorten in het overlaatkanaal. Dit heeft een negatief effect op de KRW score. Naar alle waarschijnlijkheid geldt hetzelfde voor het aantal soorten dat in het kanaal van Bosscherveld ten opzichte van de overige trajecten van de Grensmaas wordt aangetroffen. Dit is niet verder uitgewerkt.



**Figuur 4** Relatieve visdichtheden op basis van de indeling in gilden van de grote riviertypen (R16) in het overlaatkanaal van Bosscherveld en in de overige trajecten van de Grensmaas in de periode 2008 – 2018. A en B geven de relatieve dichtheid weer van de doelsoorten voor R16. C en D geven de relatieve visdichtheid weer van de doelsoorten (R16) en de overige inheemse en uitheemse vissoorten weer. Doelsoorten: D= diadroom, DR=diadroom-reofiel, L=limnofiel en R=reofiel.

## 2.2.2 HUIDIGE TOESTAND – NIET KRW

Een groot aantal KRW-doelsoorten wordt binnen de MWTL-monitoring niet of nauwelijks in de Maas aangetroffen (tabel 5). Als gevolg hiervan zijn de KRW-scores voor vis relatief laag. In hoeverre zijn betreffende afwezige en zeldzame soorten nu daadwerkelijk niet of nauwelijks in de Maas aanwezig? Om hier inzicht in te krijgen worden in deze paragraaf relevante resultaten uit andere monitoringsprogramma's en onderzoeken belicht.

### Diadrome reofiele soorten

De meeste soorten die afwezig tot zeldzaam lijken te zijn in de Maas behoren tot de diadrome soorten uit de KRW-maatlatten; Atlantische steur en zalm, bot, elft, fint, houting, spiering, rivier- en zeeprik. Atlantische steur en elft komen niet voor in de Maas. Voor beide in Nederland uitgestorven soorten zijn herintroductieprogramma's opgezet. Gegevens over het succes van het herintroductieprogramma van Atlantische steur zijn vooralsnog niet beschikbaar. Het herintroductieprogramma van elft in Duitsland lijkt inmiddels zijn vruchten af te werpen. Enkele exemplaren zijn bijvoorbeeld gevangen met een ankerkuil ter hoogte van de langsdammen in de Waal (Collas *et al.*, 2020) en tijdens een zalmsteekvisserij in het kader van de Kier in het Haringvliet (ATKB, ongepubliceerde data). Anno 2020 zijn beide soorten echter nog niet in de Maas aangetroffen. Voor de Atlantische steur zijn de vistrappen op de Maas soieso niet geschikt.

Fint is evenmin in de Beneden Maas aangetroffen, maar dat lijkt slechts een kwestie van tijd. De soort is in opmars en er zijn paaiactiviteiten waargenomen ter hoogte van de Biesbosch (Mooren & Schiphouwer, 2018). Houting is alleen in de Beneden Maas aangetroffen: Ter hoogte van Lith zijn in 2018 in zalmsteken negen paarijpe houtingen gevangen (Vriese, 2019). Vermoedelijk waren het er meer (ca. 20), echter als gevolg van de gehanteerde registratiemethodiek zijn meerdere dieren niet officieel geregistreerd. De dieren zwommen naar alle waarschijnlijkheid in stroomopwaartse richting om te kunnen paaien.

Rivier- en zeeprik zijn ook aangetroffen in de Maas. Van rivierprik is bekend dat deze paait in de Kendel, een zijriviertje van de Niers (Spikmans *et al.*, 2016). De Niers mondt op haar beurt uit in de Zandmaas. Rivierprik plant zich tevens voort in de Roer (Data Waterschap Limburg; Gubbels *et al.*, 2016). Hoewel het slechts enkele exemplaren betreft, bereikt de rivierprik ook de Grensmaas. Pasmans (2011) trof twee adulte exemplaren in stroomopwaartse richting aan in de monding van de Geul. Daarnaast zijn in de monding van de Geul enkele juveniele exemplaren aangetroffen (Crombaghs *et al.*, 2014). Er zijn priklarven (*Lampetra spec.*) aangetroffen in de Zandmaas, echter heel sporadisch en voornamelijk ter hoogte van zijrivieren waar het voorkomen van priklarven reeds bekend was. Daarnaast zijn in de monding van de Geul nabij de Grensmaas priklarven waargenomen (Spikmans *et al.*, 2016). Ook hier was het voorkomen reeds bekend.

Zeeprik is ten minste aanwezig in de Maas benedenstrooms van de monding van de Roer. In de Roer is voortplanting van zeeprik vastgesteld (Van Kessel *et al.*, 2009). Daarnaast wordt rivier- en zeeprik ook in de vistrap van de ECI aangetroffen. In de periode 2009-2014 betrof dit 52 zeeprikken en 129 rivierprikken. Tevens is in de Niers, dicht bij de monding in de Zandmaas een juveniele zeeprik aangetroffen, in 2011 en 2020 (data Waterschap Limburg). In de vispassage bij Lith zijn volwassen zeeprikken waargenomen tijdens hun stroomopwaartse paaimigratie (Van de Ven, 2020).

Hoewel spiering niet in de Beneden Maas is aangetroffen, is deze wel bekend uit de Amer, het deel van de Maas dat direct grenst aan de Bergsche Maas. De soort is hier in het voorjaar van 2014 in relatief hoge aantallen aangetroffen op de zeven van de Amercentrale, waar ze na inzuiging van koelwater op terecht zijn gekomen (Van Kessel *et al.*, 2014). Het lijkt er dan ook op dat de soort tenminste ook aanwezig moet zijn in de Bergsche Maas en mogelijk ook in de Beneden Maas. Overigens komt spiering ook voor in de Zandmaas ter hoogte van Linne, waarmee een bredere verspreiding in de Maas voor de hand ligt (Van Kessel & Jeucken, 2010).

Bot is evenals Atlantische steur, elft, fint en spiering niet aangetroffen in de Maas tijdens de MWTL-monitoring. De soort is echter wel aangetroffen binnen enkele natuurvriendelijke oevers in de Beneden Maas (Dorenbosch & Van Kessel, 2017). Ook in de Amer is de soort aanwezig (Van Kessel *et al.*, 2014). De Amer grenst direct benedenstrooms aan de Bergsche Maas. Bot is daarmee ongetwijfeld ook in de Bergsche Maas aanwezig.

Driedoornige stekelbaars wordt gezien als een algemene soort in Nederland, het grootste deel van de waarnemingen betreft de permanent in zoet water levende (*Leiurus*) vorm. Binnen de Maas is de driedoornige stekelbaars in hoge dichtheden aangetroffen in de natuurvriendelijke oever ter hoogte van Gebrande Kamp (Dorenbosch & van Kessel, 2017). In de Grensmaas, Zandmaas en Bedijkte Maas is de aanwezigheid ook aangetoond door Kranenbarg *et al.* (2010).

Hoewel Atlantische zalm en zeeforel over vrijwel de gehele Maas slechts beperkt zijn waargenomen (Vriese, 2019, zie ook hoofdstuk 4), worden er jaarlijks juvenielen en adulte vissen gevangen met behulp van een vangkooi bij de vispassage in de Roer nabij de ECI-centrale (Gubbels *et al.*, 2016). In de periode 2009-2014 zijn stroomopwaarts migrerende Atlantische zalmen (N=45) en zeeforellen (N=74) aangetroffen. De vissen die in stroomopwaartse richting zijn aangetroffen, zijn afkomstig uit de Maas. In aanvulling hierop zijn in diezelfde periode met behulp van een smoltval en aalfuik stroomafwaarts migrerende vissen waargenomen. Bij deze bemonstering zijn adulte Atlantische zalm (N=5) en adulte zeeforel (N=4) aangetroffen. Deze vangsten geven aan dat een deel van deze dieren de Nederlandse Maas in migreren. Stroomafwaarts migrerende smolts zijn niet meegeteld.

### Reefiele soorten

Hoewel binnen alle waterlichamen van de Maas de meeste reefiele doelsoorten wel eens worden aangetroffen, zijn de soorten overwegend zeldzaam. Een aantal soorten is niet of zeer sporadisch waargenomen: kwabaal en Siberische steur. De waarnemingen van kwabaal in de Maas lijken voornamelijk het gevolg van herintroducties in België in zijwateren van de Grensmaas. Voor kwabaal kan nog niet gesteld worden dat deze zich in het stroomgebied van de Maas weet te handhaven, ondanks de herintroducties. Hogere wassertemperaturen en een gebrek aan geschikte overstromingsvlakten als opgroeihabitat lijken hierin de belangrijkste factoren in te zijn (Beelen, 2009; Van Emmerik & de Nie, 2006). Siberische steur is een exoot en de waargenomen individuen (Gubbels *et al.*, 2016) zijn vermoedelijk afkomstig uit de siervissector. Het is dus enigszins vreemd dat deze exoot als doelsoort voor de ecologische toestand is gesteld.

De dichtheid reefiele soorten, zoals barbeel, kopvoorn, sneep en serpeling nemen af in stroomafwaartse richting, wat hoofdzakelijk komt door de afwezigheid van stromend habitat en geschikt paaisubstraat (zie volgende paragraaf; Dorenbosch & van Kessel, 2017; Kranenbarg *et al.*, 2010). In de Grensmaas behoren

deze soorten tot de meest algemene soorten (Kranenbarg *et al.*, 2010). Ook in NVO's bij Koningssteen en Linne zijn hoge abundanties van deze soorten aangetroffen (Dorenbosch & van Kessel, 2017).

Voor barbeel en kopvoorn geldt dat voortplanting plaatsvindt in de Grensmaas en haar zijbeken en voor de Zandmaas in ieder geval in de Roer en de Swalm (Crombaghs *et al.* 2000; Gubbels 2000; Binnendijk & Basten, 2012; mondelinge mededeling N. van Kessel). Stroomafwaarts aangetroffen individuen zijn vermoedelijk afkomstig uit de Grensmaas. Dit geldt vermoedelijk ook voor de door Pollux & Kőrösi (2009) aangetroffen juveniele kopvoorns bij beekmondingen in de Zandmaas en de door Pollux *et al.* (2016) aangetroffen kopvoorns in de hoogwatergeul Raaijweide. Naast kopvoorn is in deze hoogwatergeul ook serpeling aangetroffen (Pollux *et al.*, 2016). Zowel serpeling als barbeel, kopvoorn en sneep zijn in het Geldernsch-Nierskanaal nabij de monding in de Zandmaas aangetroffen (Peters *et al.*, 2017). In de Bedijkte Maas zijn dichtheden van serpeling, sneep en barbeel laag (Kranenbarg *et al.*, 2010).

Rivierdonderpad is in de Maas verdrongen door uitheemse Pontokaspische grondels en wordt alleen nog incidenteel aangetroffen (Van Kessel *et al.*, 2013, 2016). Riviergrondel is eveneens zeldzaam. Het lijkt er op dat witvinriviergrondel al langere tijd de meest algemene soort van de twee soorten in de grote rivieren betreft. Mogelijk heeft witvinriviergrondel de riviergrondel verdrongen. Echter, riviergrondel kan ook als gevolg van de slechtere waterkwaliteit in de tweede helft van de vorige eeuw zijn afgenomen, waarna de tolerantere witvinriviergrondel ongemerkt de niche van riviergrondel heeft ingenomen (Spikmans *et al.*, 2011).

Kleine modderkruiper wordt in hogere dichtheden aangetroffen in de NVO te Linne (Dorenbosch & van Kessel, 2017). In de Bedijkte Maas en Zandmaas is kleine modderkruiper eveneens aangetroffen (Kranenbarg *et al.*, 2010). Gestippelde alver geldt alleen als doelsoort voor de Grensmaas (R16) en wordt in de Maas slechts incidenteel aangetroffen. Recent lijken de waarnemingen van de soort in de Grensmaas, maar met name in de Roer en Geul toe te nemen (Lemmers *et al.* 2020).

### Limnofiele soorten

Grote modderkruiper en kroeskarper zijn tot op heden nog niet aangetroffen in de Maas. Deze soorten zijn kenmerkend voor laag dynamische wateren. Hoewel het voorkomen van beide soorten bekend is in enkele geïsoleerde wateren, met name in binnendijkse wateren langs de Maas, is het door de beperkte verspreidingscapaciteit niet te verwachten dat beide soorten waargenomen zullen worden binnen de toekomstige KRW-monitoring in de Maas.

De overige limnofiele soorten; bittervoorn, rietvoorn, vetje en zeelt, worden hoofdzakelijk aangetroffen in geïsoleerde, plantenrijke wateren die bij hoog water in verbinding komen te staan met de Maas. In de Maas zelf worden limnofiele soorten slechts incidenteel aangetroffen (Kranenbarg *et al.*, 2010). In geïsoleerde wateren bij de Zandmaas zijn zowel bittervoorn als vetje, rietvoorn en zeelt aangetroffen (Kranenbarg *et al.*, 2010). Met uitzondering van zeelt zijn deze soorten eveneens in de hoogwatergeul Raaijweide aangetroffen (Pollux *et al.*, 2016). In de Bedijkte Maas en Grensmaas is rietvoorn waargenomen in de hoofdgeul van de Maas (Kranenbarg *et al.*, 2010).

Bittervoorn is daarentegen wel aangetroffen binnen de meeste waterlichamen van de Maas, behalve in de Beneden Maas (Dorenbosch & van Kessel, 2017; Kranenbarg *et al.*, 2010). In de Amer op relatief korte afstand van de Beneden Maas, is de soort wel aangetroffen (Van Kessel *et al.*, 2014). Hoewel dit ook een

kenmerkende soort is voor laag dynamische milieus, wordt de bittervoorn lokaal wel in hogere dichtheden aangetroffen (Kranenbarg *et al.*, 2010).

### 2.2.3 MONITORINGSASPECTEN

Hoe representatief zijn de monitoringsprogramma's voor het inzichtelijk maken van de aanwezigheid en verspreiding van doelsoorten in relatie tot de EKR-beoordeling? Het accuraat weergeven van de ecologische gesteldheid van de visstand aan de hand van EKR-scores is een complex proces. Onvoorziene ecologische ontwikkelingen, variaties in de monitoring en nieuwe kennis en ervaringen geven inzicht in de beperkingen van de huidige EKR-scores. Het gaat hierbij om beperkingen gerelateerd aan zowel de monitoringsmethoden als aan de eisen en berekening van de EKR-scores. In deze paragraaf wordt ingegaan op: maatlat soortensamenstelling en abundantie, gebied specifieke monitoringsdata, populatieopbouw, de invloed van exoten en tenslotte de kansen en knelpunten voor wat betreft de monitoring.

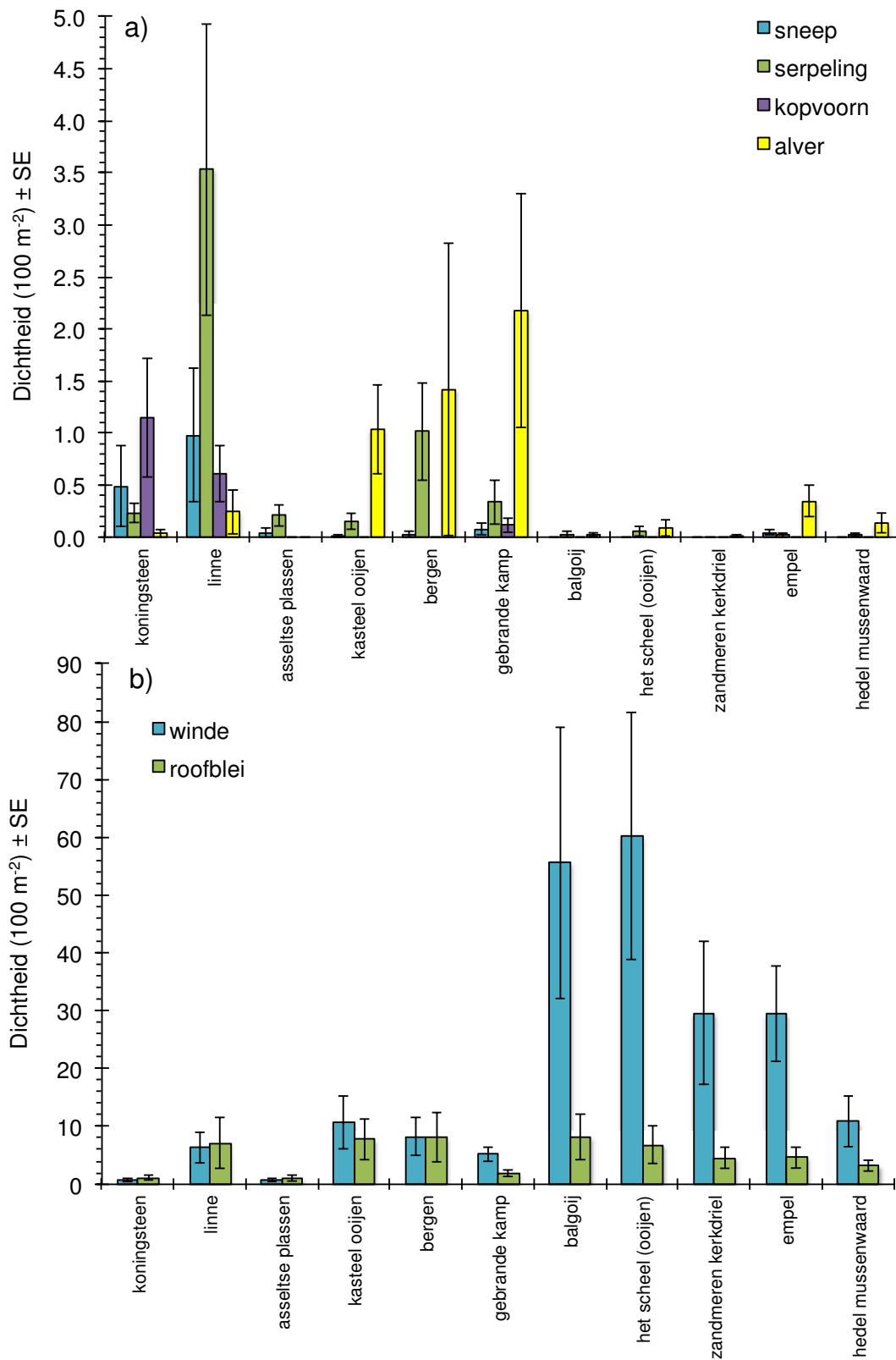
#### Deelmaatlat soortensamenstelling

Voor het behalen van een EKR-score 'matig' of 'goed' voor zowel het watertype R7, R8 als R16 moet een hoog aantal doelsoorten in het watersysteem worden aangetroffen. Voor zowel de diadromen, reofielen als limnofielen is dit voor de Maas op basis het MWTL-monitoringsprogramma niet haalbaar. Te veel doelsoorten worden hierbij niet of slechts sporadisch aangetroffen. Enkele andere monitoringsprogramma's en onderzoeken, uitgevoerd met behulp van andere methodieken, in andere perioden van het jaar en/of op andere locaties brengen een aantal van deze doelsoorten in de verschillende waterlichamen beter in beeld (zie voorgaande paragraaf).

Enkele soorten zijn echter in de geografische verspreiding gelimiteerd als gevolg van ontbrekende habitats, zoals stromend water en geschikt substraat (figuur 5). Zo neemt de hoeveelheid stromend habitat voor reofiele soorten af in stroomafwaartse richting. Voor een aantal reofiele soorten, zoals barbeel, sneep en kopvoorn (Dorenbosch *et al.*, 2017), geldt dat deze voor de paai in meer of mindere mate gebonden zijn aan een substraat van (grof) grind. Grof substraat neemt in stroomafwaartse richting eveneens af. Een homogene verspreiding van soorten binnen het systeem is dan ook niet aanwezig.

Voor een aantal soorten geldt dat deze ook op de lange termijn niet te verwachten zijn, zoals kroeskarper, grote modderkruiper, vetje, maar ook beide steursoorten, elft en kwabaal. Met deze regionale verschillen kan rekening gehouden worden bij het vaststellen van de doelen (GEP). Hiermee neemt de gevoeligheid van de EKR-score voor kleine fluctuaties in de monitoringsresultaten echter toe (doordat de maatlatstreepjes dicht op elkaar liggen). Het zou prettiger zijn een doelsoortenlijstje op maat te hebben per waterlichaam. Dit zou wellicht bij toekomstige Programmatische Aanpak Grote Wateren (PAGW) in overweging genomen kunnen worden.





**Figuur 5** Gemiddelde visdichtheden van afzonderlijke reofiele vissoorten alver, kopvoorn, serpeling, sneep (a) en winde en roofblei (b) in elf onderzochte natuurvriendelijke oeverlocaties in 2011, 2014 en 2017. Locaties zijn stroomafwaarts gerangschikt van links naar rechts (bron: Dorenbosch & Van Kessel, 2017).

### Deelmaatlat abundantie

Binnen de deelmaatlat abundantie wordt onderscheid gemaakt tussen de watertypen R16 (Grensmaas) enerzijds en R7 en R8 (overige waterlichamen) anderzijds. Binnen R7 en R8 is de deelmaatlat gebaseerd op het aandeelspercentage van reofiele en limnofiele soorten. Net als binnen de deelmaatlat soortensamenstelling geldt ook hier dat als gevolg van de afwezigheid of het slechts sporadisch voorkomen van reofiele en limnofiele soorten in alle deelgebieden van de Maas zeer laag gescoord wordt op deze deelmaatlat. Waarschijnlijk kan een deel van de oorzaak tevens worden gezocht in de opkomst van enkele exoten, die (zeer) hoge abundanties bereiken (zie "Invloed van exoten"). Ook hier geldt dat enkele andere monitoringsprogramma's en onderzoeken, uitgevoerd met behulp van andere methodieken, in andere periodes van het jaar en/of op andere locaties een ander beeld geven van de abundantie van een aantal van deze doelsoorten. Deze abundanties geven waarschijnlijk een complementair beeld van de samenstelling van de vislevensgemeenschap (zie voorgaande paragraaf).

In de Grensmaas worden ten opzichte van de overige waterlichamen veel reofiele soorten aangetroffen (hoge abundanties, echter te weinig soorten). De sterk fluctuerende waterstand lijkt een belangrijke rol te spelen in het aantreffen van soorten en aantallen, omdat hierdoor een consistente uitvoering van de monitoring lastig is. De vissen, die zich meestal nabij de bodem bevinden, zijn bij hoge afvoeren bijvoorbeeld minder efficiënt te vangen met elektrovisserij dan bij lage afvoeren, waardoor de huidige bemonstering een sterk fluctuerend beeld geeft van de visgemeenschap. De EKR-score kan door lagere aantallen en diversiteit aan reofiele soorten ook negatief worden beïnvloed. Mogelijk kunnen door de variërende omstandigheden op het moment van monitoring de fluctuerende scores voor abundantie reofiele vissoorten worden verklaard. Over het algemeen scoort het soorttaandeel reofiele vissoorten in de Grensmaas echter hoog. Aan de andere kant komen hier relatief weinig limnofiele vissoorten voor. De abundantie van limnofiele soorten hoeft echter maar zeer beperkt te zijn om al een relatief hoge score te behalen. Vandaar dat de abundantie van limnofiele soorten in sommige jaren een aanzienlijke bijdrage levert aan de EKR-score van de Grensmaas.

### Gebiedsspecifieke monitoringsdata

In de Boven Maas en de Bergsche Maas vindt geen vismonitoring plaats. In de formele beoordeling wordt het oordeel van deze waterlichamen 'geleend' van respectievelijk de Grensmaas en de Beneden Maas. Voor Boven Maas en Bergsche Maas is een GEP afgeleid, welke lager ligt dan de GEP van het waterlichaam van waaruit projectie plaatsvindt. Beoordeling van de geprojecteerde oordelen resulteert in de periode 2006-2017 over het algemeen in een goede toestand. De beoordelingen zijn dus niet gebaseerd op gebiedsspecifieke monitoringsdata. Het karakter van de Bergsche Maas komt nog enigszins overeen met de Beneden Maas, maar de morfologische eigenschappen van de Boven Maas komen niet of nauwelijks overeen met de Grensmaas. Het gaat zelfs om een ander watertype. De werkelijke ecologische toestand kan natuurlijk het best worden vastgesteld op basis van monitoringsdata uit de waterlichamen zelf en niet door leenscores toe te kennen. Dit geldt het sterkst voor de Boven Maas.

### Populatieopbouw

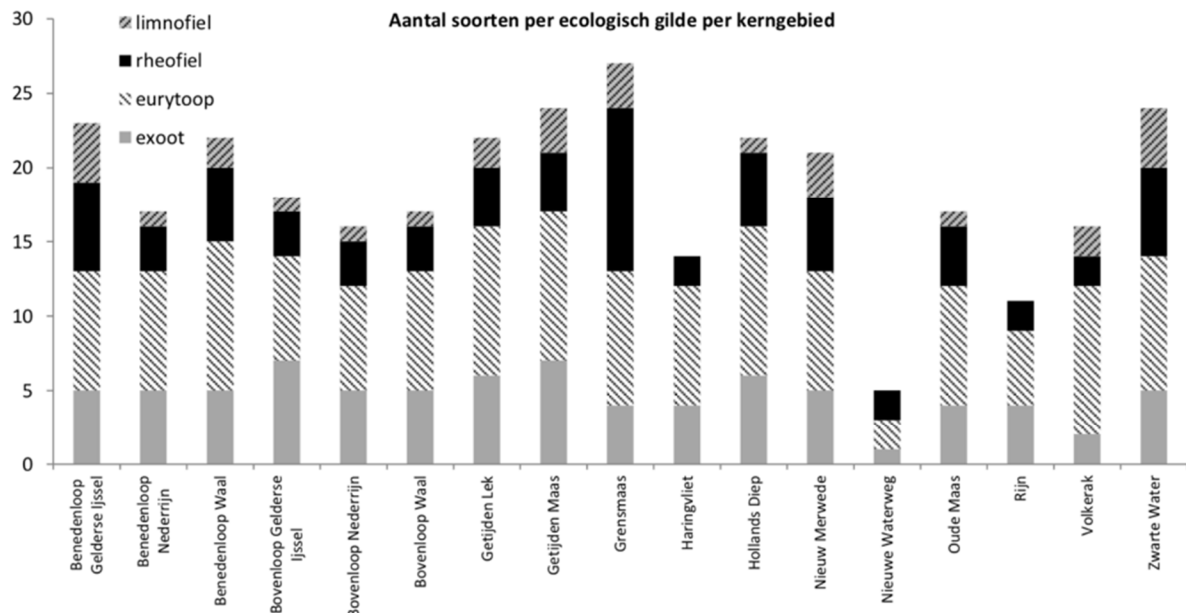
Bij het bepalen van de ecologische toestand van vis voor de KRW, wordt enkel gekeken naar de soortensamenstelling en abundantie. De populatieopbouw wordt niet in de ecologische toestand meegenomen, terwijl juist de opbouw van een populatie belangrijke informatie geeft over de toestand van een specifieke

soort binnen de vislevensgemeenschap. De aan- of afwezigheid van bepaalde lengteklassen kan erop wijzen dat waterlichamen aan specifieke habitateisen (paai-, opgroei- en foerageerhabitat) van soorten wel of niet voldoen. Dit maakt het ook makkelijker geschikte herstelmaatregelen te ontwerpen om de ecologische toestand van de visgemeenschap te bevorderen.

### Involed van exoten

Bij het opstellen van de KRW-maatlatten voor vis is geen rekening gehouden met de opmars van diverse invasieve soorten, zoals de Pontokaspische grondels en hun effect op de maatlatten soortensamenstelling en abundantie. De soortensamenstelling kan door invasieve exoten worden beïnvloed. Het is bijvoorbeeld beschreven dat zwartbekgrondel in staat is rivierdonderpad weg te concurreren (Van Kessel *et al.*, 2016). Vermoedelijk heeft de soort ook een negatief effect gehad op het voorkomen van biermpje (Van Kessel *et al.*, 2013). Zwartbekgrondel heeft daarmee een directe invloed op de soortensamenstelling en beïnvloed daarmee de EKR-score op negatieve wijze. Daarnaast verspreiden invasieve exoten zich snel en kunnen hoge dichtheden bereiken en daarmee een aanzienlijk deel van het visbestand uitmaken. Met name onnatuurlijke, stortstenen oevers faciliteren het voorkomen van hoge dichtheden Pontokaspische grondels. De relatieve abundantie van reofiele en limnofiele soorten worden hierdoor negatief beïnvloed.

Van Kessel *et al.* (2014) hebben een weergave gemaakt van het aantal vissoorten per ecologische gilde van de visstand in Rijkswateren (figuur 6), waarbij de exoten als aparte groep zijn opgenomen. Hieruit is af te lezen dat in een aantal waterlichamen het aantal soorten exoten relatief hoog is en dat zij bij hoge dichtheden van invloed zijn op de relatieve abundantie wanneer zij worden ingedeeld tot één van de ecologische gilden en daarmee invloed uitoefenen op de EKR-score.



**Figuur 6** Totaal aantal zoetwater- en overgangsvissoorten per kerngebied en per ecologisch gilde in het winterhalffjaar 2013-2014 van de MWTL actieve vismonitoring. Exoten zijn apart weergegeven en niet ingedeeld binnen (één van) de drie ecologische gilden: reofiel, eurytoop en limnofiel (bron: Van Kessel *et al.*, 2014).

In paragraaf 2.2.2 is inzichtelijk gemaakt dat de MWTL-monitoring het voorkomen en de verspreiding van een aantal doelsoorten niet altijd goed inzichtelijk maakt. Monitoringsonderzoeken, anders dan de MWTL-monitoring kunnen dit beeld sterk verbeteren. Binnen deze onderzoeken zijn andere monitoringsmethodieken, andere locaties, andere periodes van de dag of het jaar en andere monitoringsfrequenties gehanteerd. Navolgend wordt ingegaan op de kansen die de resultaten van andere monitoringsprogramma's en onderzoeken in aanvulling op de MWTL-monitoring bieden, om een gedegen inzicht te geven in de ecologische toestand van vis in de Maas en met name in het functioneren en aanwezigheid van geschikte habitats. Doel van deze analyse is niet primair om de monitoring hiermee aan te passen, maar wel om te weten waar de beperkingen liggen ten aanzien van het monitoren van de effecten van maatregelen en voor het ontwerpen van effectieve maatregelen. Daarnaast kan op basis van deze analyse gerichte aanvullende (project)monitoring overwogen worden op het moment dat blijkt dat belangrijke aspecten buiten beeld blijven. Uitgangspunt hierbij is dat monitoringsmethodiek en maatlat op elkaar zijn afgestemd.

### Monitoring habitats

De huidige KRW-beoordeling is gebaseerd op de data uit de MWTL actieve vismonitoring Rijkswateren. Dit monitoringsprogramma wordt voornamelijk uitgevoerd op vaste trajecten in de hoofdstroom van de Maas (open water en oevers), waarbij tevens enkele vaste trajecten in zijwateren worden bemonsterd. Het aantal te bemonsteren habitats binnen het systeem is daarmee relatief beperkt. Voor het inzichtelijk maken van de vislevensgemeenschap blijven enkele habitats onderbelicht:

- Nieuwe wateren in uiterwaarden (nevengoulen & strangen);
- Geïsoleerde wateren in uiterwaarden;
- Beekmondingen;
- Natuurvriendelijke oevers.

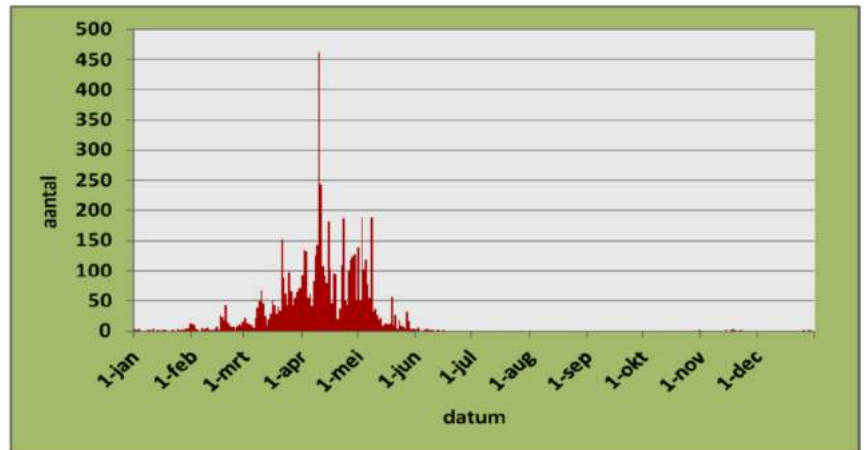
Nieuwe wateren in uiterwaarden, zoals nevengoulen en strangen, geïsoleerde wateren in uiterwaarden, natuurvriendelijke oevers en beekmondingen worden niet regulier onderzocht. De natuurvriendelijke oevers langs de Maas zijn gedurende een periode van 7 jaar drie keer onderzocht (Buijse *et al.*, 2019), maar in de MWTL monitoring zijn deze oevertrajecten mogelijk ondervertegenwoordigd. Data, ook uit andere stroomgebieden, hebben echter aangetoond dat deze habitats een belangrijke functie vervullen, met name voor het juveniele stadium van een groot aantal vissoorten. Dergelijke wateren hebben dan ook een duidelijke ecologische meerwaarde ten opzichte van de hoofdstroom. Het bemonsteren van deze wateren levert dan ook zowel een kwalitatief als kwantitatief een completer beeld op van de vislevensgemeenschap en de betekenis van de betreffende habitats voor de visgemeenschap (Dorenbosch *et al.*, 2006; Binnendijk, 2008; Kranenbarg *et al.*, 2010; Dorenbosch *et al.*, 2011; Dorenbosch & Van Kessel 2017; Collas *et al.*, 2018; Stoffers *et al.*, 2020).

### Monitoringsperioden

De aanwezigheid van (de verschillende levensstadia van) vissoorten in specifieke habitats is sterk afhankelijk van de periode van het jaar, maar ook van het dagritme (dag/nacht). De meeste vissoorten paaien in het voorjaar (maart – juni). In de periode juli – september kunnen dan ook hoge dichtheden juveniele visen worden aangetroffen (Kranenbarg *et al.*, 2010; Dorenbosch *et al.*, 2011; Dorenbosch & Van Kessel 2017). Binnen de MWTL actieve vismonitoring wordt de Maas bemonsterd in respectievelijk maart – april (Grensmaas, Zandmaas en Bedijkte Maas) en oktober – november (Beneden Maas). Gedurende deze periodes is vis, afhankelijk van de temperatuur, minder homogeen in het water verdeeld als gedurende het

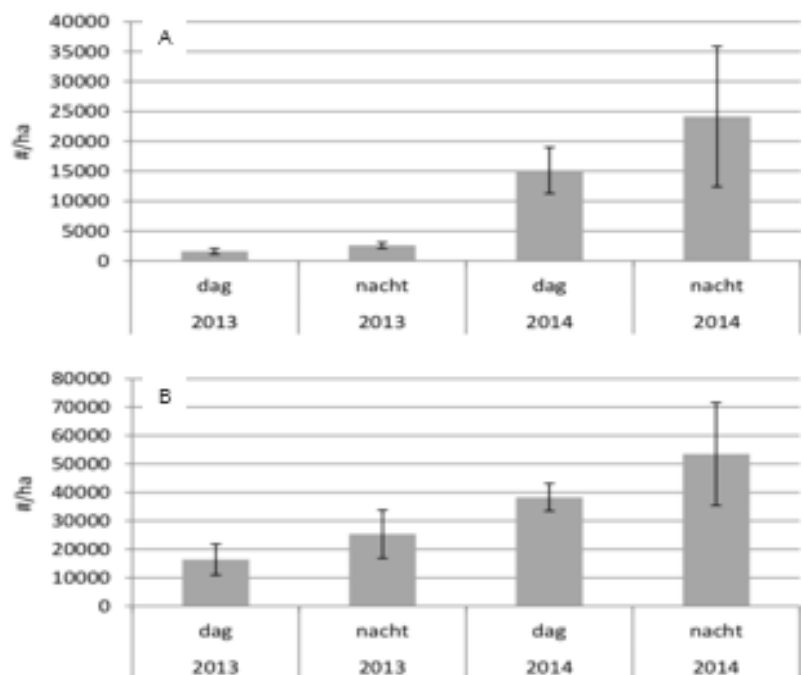
late voorjaar en de zomer. Tezamen met de lagere visdichtheden gedurende deze perioden, wordt een in-compleet beeld van de vislevensgemeenschap verkregen. Daarnaast zijn er bijvoorbeeld ook soortspecifieke migratieperioden, waar de aan- of afwezigheid van betreffende soort (of levensstadium van een soort) mede door wordt bepaald. Zo vindt bijvoorbeeld stroomafwaartse migratie van smolts van Atlantische zalm in de Roer met name plaats in de periode medio maart – medio mei (figuur 7; Gubbels *et al.*, 2016). De stroomafwaartse migratie van smolts in deze periode heeft weer zijn weerslag op de aanwezigheid van smolts in de van de Roer stroomafwaarts gelegen waterlichamen van de Maas. Door de monitoringsinspanning te verspreiden over meerdere perioden van het jaar (bijvoorbeeld juni-juli en oktober) kan daarmee een completer beeld verkregen van de vislevensgemeenschap en/of afzonderlijke soorten of levensstadia van soorten. Deze specifieke migratieperiodes zijn vooral van belang voor de passieve monitoring van diadrome soorten.

**Figuur 7** Stroomafwaarts gerichte migratie-activiteit van smolts *Salmo salar* (bron: Gubbels *et al.*, 2016).



Daarnaast treden er ook verschillen op als gevolg van een dag-nachtritme. De soortdiversiteit op een locatie kan verschillen tussen dag en nacht, waarbij sommige (levensstadia van) soorten met name overdag in bepaalde habitats aanwezig zijn en sommige (levensstadia van) soorten met name 's nachts. De uitheemse zwartbekgrondel bijvoorbeeld, leeft overdag voornamelijk tussen stortstenen en wordt 's nachts vaker aangetroffen boven minder structuurrijke substraten waar de soort foerageert. Over het algemeen is 's nachts ook een hogere totale visdichtheid in oevers aanwezig, mogelijk omdat de predatiekans 's nachts kleiner is (Figuur 8). Bepaalde soorten vissen maken dus overdag van andere soorten habitats gebruik dan 's nachts.

**Figuur 8** Totale gemiddelde visdichtheden (#/ha  $\pm$  SE) voor electrobemonsteringen (n=12; A) en zegenbemonsteringen (n=12; B) in het najaar van 2013 en het voorjaar van 2014 in de Amer (Bron: Van Kessel *et al.*, 2014).



### Monitoringsmethodieken

Geen enkele monitoringsmethodiek richt zich op alle soorten in alle levensstadia en is geschikt voor onderzoek op alle locaties. Monitoringsmethodieken dienen dan ook heel gericht op het specifieke onderzoeksdoel te worden afgestemd. Wanneer het hoofddoel het inzichtelijk krijgen van de visstand in de Maas is, zullen dan ook meerdere technieken moeten worden toegepast om een kwalitatief en kwantitatief gedegen inzicht in de visstand te krijgen. Hier volgt een overzicht van enkele monitoringsmethodieken en de aspecten die middels de methodiek inzichtelijk worden gemaakt:

- Boomkor: actief vangtuig waarmee trajecten op de bodem over langere afstand kunnen worden bemonsterd in het open water (nabij de bodem in het open water levende, vaak adulte vissen van soorten zoals brasem, sneep, pos, winde en snoekbaars);
- Elektrovisapparaat: actief vangtuig waarmee structuurrijke oeverzones over korte tot lange afstand kunnen worden bemonsterd (tussen structuurrijke oeverzones levende, zowel juveniele als adulte vissen van soorten, zoals snoek, rietvoorn, baars, bittervoorn en zeelt);
- Zegen: actief vangtuig waarmee het open water (ondiep en diep) boven een vlakke bodem wordt bemonsterd (boven vlakke bodems levende scholen juveniele en adulte vissen, zoals brasem, kolblei winde, baars, sneep, serpeling);
- Fuiken, zalmsteken, ankerkuil: passieve vangtuigen voornamelijk gericht op het vangen van vissen die over korte of lange(re) afstand migreren, zoals aal, zalm, zeeforel, zeebek, houting (diadrome soorten);
- Elver Finder: een glasaaldetector die heel specifiek stroomopwaarts migrerende jonge stadia van aal monitort;
- Venturi sediment zuiger: een methodiek die de bovenste laag van het sediment monitort op de aanwezigheid van bijvoorbeeld zee-, rivier- en/of beekprik larven;
- Environmental DNA: middels de eDNA techniek kunnen DNA sporen van alle vissoorten worden opgespoord, waarna op basis van dit DNA de soort/soorten kan/kunnen worden bepaald.

### Monitoringsfrequentie

Een hoge monitoringsfrequentie geeft een beter inzicht in de visstand dan een lage monitoringsfrequentie. Beschikbare financiële middelen zijn hiervoor echter bepalend. In de huidige situatie worden de verschillende waterlichamen van de Maas met een afwijkende frequentie gemonitord. De Grensmaas en Beneden Maas worden jaarlijks bemonsterd, de Zandmaas en Bedijkte Maas driejaarlijks, terwijl de Boven Maas en de Bergsche Maas niet worden onderzocht. Voor een goede vergelijking van de visstand tussen de waterlichamen van de Maas is een vergelijkbare monitoringsfrequentie onontbeerlijk.

## **2.2.4 CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN**

Uit paragraaf 2.2.1 blijkt dat de ecologische toestand van de Maas voor vissen overwegend als 'matig' tot 'ontoereikend' wordt beoordeeld. Deze beoordeling wordt voornamelijk veroorzaakt omdat een groot aantal kenmerkende vissoorten niet of slechts sporadisch binnen de actieve vismonitoring wordt aangetroffen. Diadrome reofiele soorten zijn vrijwel afwezig. Van de vijf typerende limnofiele soorten zijn er twee afwezig, de overige drie zijn zeldzaam. De reofiele soorten kunnen vrijwel allemaal worden aangetroffen, maar zijn tevens vrijwel allen zeldzaam. Het atypische monitoringstraject overlaatkanaal van Bosscherveld levert

een substantiële bijdrage aan de EKR-scores binnen de Grensmaas. De visstand in het kanaal lijkt een afspiegeling te zijn van de potentie van de Grensmaas bij afwezigheid van de hydropieken. De beperkte fuikenmonitoring levert ten behoeve van de EKR-score slechts een zeer beperkte meerwaarde op.

Hoewel uit andere visstandonderzoeken en -monitoringen dan de Actieve vismonitoring eveneens blijkt dat sommige soorten niet in de Maas worden aangetroffen en of slechts een lokale verspreiding kennen, blijken sommige soorten juist wel aanwezig in (bepaalde delen van) de Maas of minder zeldzaam. Een groot aantal monitoringsaspecten, zoals monitoringsperioden, -frequentie en -methodieken, kunnen hieraan ten grondslag liggen. Primair dient onderzocht te worden of het bemonsteringsprogramma, de toetsing en beoordeling voor vis goed op elkaar zijn afgestemd, zoals dat voor het macrofauna meetnet van MWTL is gedaan (Postma *et al.*, 2018).

Op basis van de uiteenzetting van de toestand van vissen in de Maas kunnen een aantal aanbevelingen worden gedaan:

- Een gelijke monitoringsfrequentie van alle waterlichamen, ook de waterlichamen Boven Maas en Bergsche Maas waar nu 'leenscores' gehanteerd worden;
- Controleer of de huidige bemonsteringslocaties en daar aanwezige habitats nog representatief zijn voor habitats die in het waterlichaam aanwezig zijn. Hoewel nieuw gecreëerde habitats, zoals nevengeulen en NVO's mogelijk niet tot de meest dominante (lees: representatieve) habitats van de Maas behoren, zijn ze wel aangelegd omdat ze een meerwaarde voor vis vertegenwoordigen. Betrek hier ook beekmondingen bij. Om meerjarige meetreeksen niet te onderbreken, wordt aanbevolen extra monsterpunten toe te voegen.

## 3. STROMEND HABITAT

In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de mogelijkheden om stromend habitat te creëren in de Maas. Stromend habitat is een belangrijke randvoorwaarde voor het voorkomen van kenmerkende rivier-soorten in de Maas. In dit hoofdstuk wordt eerst stil gestaan bij de definitie van stromend habitat: wat is stromend habitat en hoe ziet dat eruit? Hierbij wordt geredeneerd vanuit de eisen van doelsoorten (para-graaf 3.1). Vervolgens wordt een beeld geschetst van het voorkomen van stromend habitat in de huidige situatie (paragraaf 3.2). In paragraaf 3.3 wordt in beeld gebracht in hoeverre uitgevoerde maatregelen hebben bijgedragen aan de realisatie van geschikt stromend habitat en wat het effect is geweest op de ecologie (specifiek doelsoorten).

### 3.1 ECOLOGISCHE EISEN

In deze paragraaf wordt het stromend habitat nader gedefinieerd aan de hand van de eisen die kenmer-kende rivier-soorten aan hun omgeving stellen. Hierbij wordt eerst stilgestaan bij de factoren die van be-lang zijn voor het voorkomen van deze soorten (de milieufactoren) en de factoren die deze milieufactoren ‘sturen’ (de ecologische sleutelfactoren).

#### Milieufactoren

Het vóórkomen van aquatische organismen in stromende wateren wordt bepaald door een aantal milieu-factoren. Met milieufactoren worden die factoren bedoeld, die direct van invloed zijn op (het functioneren van) aquatische organismen. Verdonschot (2015) onderscheidt meerdere milieufactoren. In sessies met experts is het belang van deze factoren voor de diverse soortgroepen vastgesteld en uitgedrukt in een ge-tal (1=sterk, 10=zwak). In onderstaande Tabel 8 zijn alle relevante milieufactoren voor langzaam stro-mende en snelstromende wateren weergegeven, samen met het belang ervan zoals ingeschat door ex-perts.

De moeilijkheid bij het hanteren van milieufactoren als ‘schakel’ tussen de aquatische organismen en hun omgeving is dat de organismen door vele milieufactoren tegelijkertijd worden beïnvloed. Bovendien zijn deze milieufactoren vaak onderling afhankelijk: zo zijn het bodemsubstraat en het zuurstofgehalte beide afhankelijk van de stroming. In deze ‘multivariate ruimte’ is het vrij lastig om één milieufactoor te isoleren van de andere milieufactoren. Verder is de beschikbare informatie over de soorten in relatie tot milieufac-toren vaak zeer beperkt. Er zijn bijvoorbeeld zelden continu meetreeksen van belangrijke milieufactoren beschikbaar, zoals van de stroomsnelheid en het zuurstofgehalte, waardoor het vinden van kritische waar-den erg lastig is. Ten slotte hebben de verschillende soortgroepen vaak verschillende eisen in tijd en ruimte en per levensfase.

Het hanteren van (grenswaarden op het niveau van) milieufactoren heeft dus zo zijn beperkingen. Deson-danks kunnen er soms wel bepaalde grenswaarden worden benoemd waarboven (of waaronder) bepaalde soorten wel of niet meer voorkomen. Dit is het gemakkelijkste voor de milieufactoren die het meest stu-rend zijn voor het voorkomen van aquatische organismen:

- Stroomsnelheid;
- Droogval, waterdiepte (waterpeil);



- Bodemsubstraat.

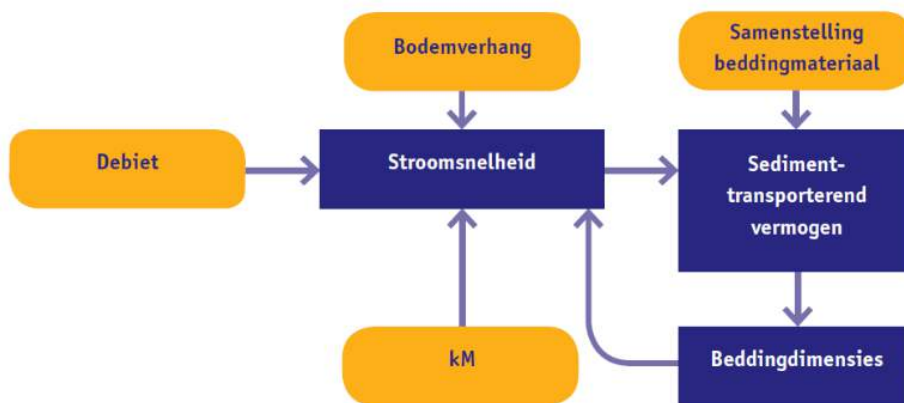
**Tabel 8** Overzicht van milieufactoren en wegingsfactor per KRW organismengroep voor de langzaam stromende (lzs) en snelstromende (ss) beken en rivieren (1=sterk, 10=zwak) (bron: Verdonschot, 2015).

		Temperatuur	Licht	Droogval	Stroming	Connectiviteit	Substraat	Zuurgraad	Macro-ionen	Organisch materiaal	Zuurstof	Voedingsstoffen	Macrofyten
Waterplanten	Lzs	5	8	3	2-3		2-3	3	3			1-2	
	Ss	5	8	3	1		1					2-3	
Macrofauna	Lzs	1	1	1	1-2		2-3	1		3-4	2-3		3
	Ss	1-5		1	1-2		3			4	1		3
Vissen	Lzs	4	1	1	1	2	1	5			2		2
	Ss	3		1	1	1	1				1		3

Ecologische sleutelfactoren

De meeste milieufactoren uit tabel 8 zijn niet direct zelf te beïnvloeden: ze ontstaan als gevolg van diverse andere factoren. De belangrijkste factoren worden de ‘ecologische sleutelfactoren’ genoemd.

De belangrijkste milieufactoor in stromende wateren is de stroomsnelheid. De stroomsnelheid is direct van belang voor het voorkomen van kenmerkende waterplanten, macrofauna en vissen. Daarnaast is de stroomsnelheid van invloed op de zuurstofhuishouding (reaëratie) en de vorming van het bodemsubstraat. De stroomsnelheid ontstaat als gevolg van een viertal factoren: het debiet (de afvoer), het bodemverhang, de beddingdimensies (het dwarsprofiel) en de weerstand door stuwen en waterplanten (ruwheidsfactor=kM), zie onderstaande Figuur 9.



**Figuur 9** Belangrijkste factoren en relaties voor de hydrologie en morfologie van stromende wateren (Reeze & Laseroms, 2018).

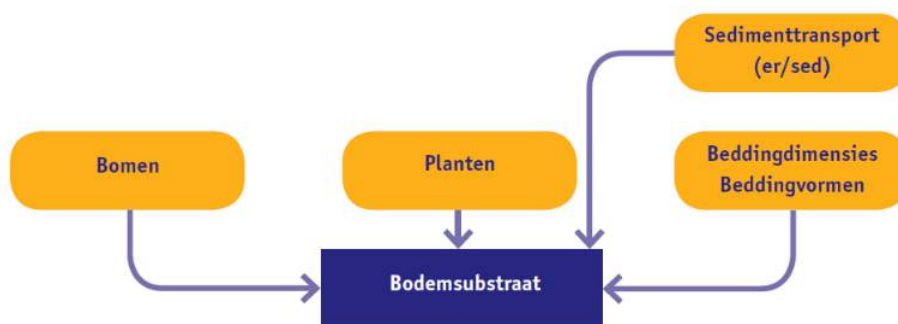
De stroomsnelheid en de beddingdimensies zijn niet onafhankelijk van elkaar: de beddingdimensies ontstaan als gevolg van de stroomsnelheid en de samenstelling van het beddingmateriaal. Samen bepalen zij

het vermogen om sediment te verplaatsen en daarmee de vorming van de bedding, zie Figuur 10. De beddingdimensies zijn weer van invloed op de stroomsnelheid (terugkoppelingsmechanisme).

De milieufactor droogval vormt een uiterste van de milieufactor 'waterdiepte' en treedt op als het waterpeil gelijk is aan de bodemhoogte. Het waterpeil wordt bepaald door dezelfde factoren als de stroomsnelheid, dus ook door het debiet, het bodemverhang, de beddingdimensies en de weerstand (kM). De stroomsnelheid en het waterpeil hebben dus een afhankelijkheid: de stroomsnelheid is gekoppeld aan de waterstand en de waterstand aan de stroomsnelheid (Reeze & Laseroms, 2018).

De vorming van het bodemsubstraat is een complex proces. Met 'bodemsubstraat' worden de aanwezige substraten en de onderlinge verhoudingen van deze substraten bedoeld. Het gaat hierbij zowel om de minerale substraten (grind, zand, lutum) als de 'dode' organische substraten (hout, blad, slib).

De samenstelling van het bodemsubstraat is in de eerste plaats afhankelijk van het sedimenttransport: de aan- en afvoer van beddingmateriaal via erosie en sedimentatie. Bij lage stroomsnelheden domineert sedimentatie en worden doorgaans fijnere sedimenten afgezet; bij hogere stroomsnelheden neemt de kans op erosie toe en wordt de bovenste laag grover van samenstelling. Daarnaast wordt het bodemsubstraat beïnvloed door variaties in de beddingdimensies en beddingvormen (slingering) en bomen in de oever; deze zorgen voor variaties van de stroomsnelheid in het dwarsprofiel en daarmee voor variatie in het bodemsubstraat (Reeze & Laseroms, 2018). Daarnaast zorgen bomen en andere houtige begroeiing in de oeverzone voor extra substraat in de vorm van blad en ingevallen takken. Ten slotte zorgt de groei van waterplanten in de bedding indirect (via de variatie van stroming rondom de waterplanten) voor extra variatie van het bodemsubstraat (Torenbeek *et al.*, 2018).



**Figuur 10** Factoren die de vorming van het bodemsubstraat beïnvloeden (Reeze & Laseroms, 2018).

De stroomsnelheid, het bodemsubstraat en de groei van waterplanten zijn onderling afhankelijk via terugkoppelingsmechanismen. In dit kader wordt hier niet nader op ingegaan. Voor een uitgebreide toelichting hierop zie Reeze & Laseroms (2018).

### Ecologische eisen van doelsoorten

Het stromend habitat kan worden gedefinieerd aan de hand van de eisen, die kenmerkende riviersoorten aan hun habitat stellen. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de KRW-leidraad van Oost-Nederland (Marijs *et al.*, zie <http://www.helpdeskwater.nl/krw-leidraad>). In de KRW-leidraad zijn de habitateisen van enkele doelsoorten voor de Waal, IJssel en Nederrijn-Lek nader uitgewerkt. Dit zijn grotendeels ook de doelsoor-

ten voor de Maas. Het betreft hoofdzakelijk KRW-doelsoorten, ingedeeld naar de KRW-soortgroepen water- en oeverplanten, macrofauna en vissen. De soorten representeren een breed pallet aan ecologische eisen voor de KRW. Daarnaast zijn ook enkele Natura2000-doelsoorten geselecteerd.

In tabel 9 tot en met tabel 11 zijn de ecologische eisen voor de doelsoorten van stromende habitats in (permanent contact met) de rivier weergegeven. De parameters waarvoor ecologische eisen zijn afgeleid, verschillen per soortgroep.

Water- en oeverplanten groeien zowel in de rivier zelf als in geïsoleerde plassen in aangrenzende uiterwaarden. In tabel 9 zijn alleen de doelsoorten opgenomen voor de hoofdstroom van de rivier, inclusief de wateren die permanent met de hoofdstroom zijn verbonden zoals nevengeulen. Het voorkomen van water- en oeverplanten wordt hier vooral gestuurd door fluctuaties in het waterpeil en door de scheepvaartdynamiek. Er zijn twee doelsoorten opgenomen in de KRW-leidraad: rivierfonteinkruid en slijkgroen.

**Tabel 9** Ecologische eisen doelsoorten waterplanten (bron: Marijs et al., 2020).

Soort	Stroomsnelheid (m/s)	Substraat bodem	Diepte mei (m)	Droogval tolerant
Rivierfonteinkruid ( <i>Potamogeton nodosus</i> ) (N2000)	0,05 – 0,75	klei en tussen stenen	0,7 – 1,5	nee
Slijkgroen ( <i>Limosella aquatica</i> ) (N2000)	≤ 0,3	klei of slib op zand- of grindbodems	droogvallend	ja

Rivierfonteinkruid komt voor in de Grensmaas en verder langs de Maastrajecten waar de peilfluctuaties gering zijn en de bodem vrijwel nooit droogvalt. Rivierfonteinkruid gedijt goed bij lage tot matige stroomsnelheden. Slijkgroen is een pionier die vooral voorkomt op open plaatsen op droogvallende, voedselrijke oevers. De soort krijgt alleen een kans op plekken waar waterstandwisselingen een blijvende vestiging van andere water- en oeverplanten onmogelijk maken.

De ecologische eisen voor de doelsoorten voor macrofauna zijn opgenomen in tabel 10. Er zijn ecologische eisen opgenomen voor de stroomsnelheid, het substraat, de diepte en de temperatuur. Daarnaast is informatie opgenomen over het moment van uitvliegen:

- Kokerjuffer (*Hydropsyche contubernalis*): eind april tot eind september;
- Rivierrombout (*Gomphus flavipes*): sluipt van juli tot eind september uit op kale zandstranden;
- Zomersneeuw (*Ephoron virgo*): eind juli tot begin september;
- Vierlijnseendagsvlieg (*Ephemera glaucops*): juni tot augustus.

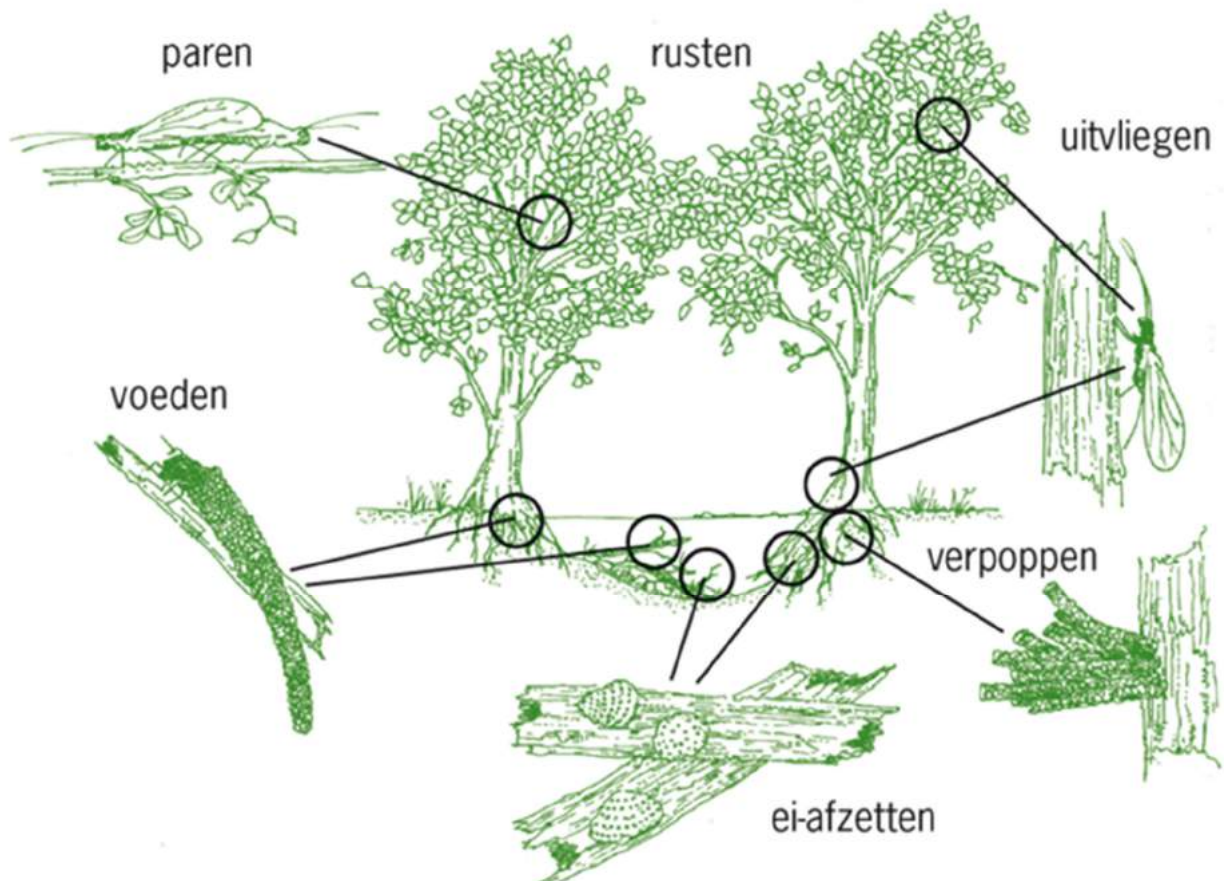
Na het uitvliegen hebben deze soorten voldoende beschutting nodig in de vorm van bomen, struiken en ruigte vegetatie langs de rivieroever, zie Figuur 11.

Verder zijn enkele bijzondere aandachtspunten benoemd, onder andere:

- Mosselen zijn gevoelig voor langdurige droogval (> 1 week);
- De ontwikkeling van de larve van de rivierrombout kan 3 tot 4 jaar duren.

**Tabel 10** Ecologische eisen doelsoorten macrofauna (bron: Marijs et al., 2020).

Soort	Stroomsnelheid (m/s)	Substraat bodem	Diepte (m)	Temperatuur (°C)
Bataafse stroommossel ( <i>Unio crassus</i> )	≤ 1,40	slib, zand, grind	0,1 - 10	7,5 - 20,0
Bolle stroommossel ( <i>Unio tumidus</i> )	≤ 1,30	slib, zand, grind	0,2 - 9,2	10,0 - 24,2
Kokerjuffer ( <i>Hydropsyche contubernalis</i> )	≤ 0,95	hout, grind, stenen, slib, klei, zand tussen waterplanten	≥ 0,5	0,0 - 21,0
Rivierrombout ( <i>Gomphus flavipes</i> )	≤ 0,26	slib, klei, zand, stenen, waterplanten	0,3 - 3,0	1,2 - 23,5
Schoraas ( <i>Ephoron virgo</i> )	≤ 1,60	slib, klei, zand, grind	n.b.	9,0 - 26,0
Vierlijneendagsvlieg ( <i>Ephemera glaucops</i> )	≤ 0,20	slib, zand, grind	≤ 9,2	n.b.
Zandslurfje ( <i>Propappus volki</i> )	≥ 0,30	zand, grind, stenen	≥ 0,2	2,0 - 23,6



**Figuur 11** Voor de diverse fasen en activiteiten in de levenscyclus van macrofauna met een terrestrische levensfase (bijvoorbeeld kokerjuffers) is beschutting in en buiten het water noodzakelijk (Verdonschot, 2009).

Tabel 11 bevat de ecologische eisen voor de relevante vissoorten die zijn opgenomen in de leidraad. In de KRW-leidraad is niet overal informatie aanwezig over de eisen m.b.t. het substraat voor adulten en juvenielen; de tabel is hier aangevuld met informatie van Kroes *et al.* (2007) (blauw gearceerde vakjes).

In de leidraad is ook de paaiperiode van de genoemde soorten vermeld:

- Barbeel (*Barbus barbus*): mei - juli;
- Kwabaal (*Lota lota*): november - maart;
- Riviergrondel (*Gobio gobio*): april - augustus;
- Rivierprik (*Lampetra fluviatilis*): maart - mei;
- Serpeling (*Leuciscus leuciscus*): maart - mei;
- Sneep (*Chondrostoma nasus*): maart - mei;
- Winde (*Leuciscus idus*): maart - april.

**Tabel 11** Ecologische eisen doelsoorten vis (bron: Marijs *et al.*, 2020; aanvullingen uit Kroes *et al.*, 2007 zijn blauw gearceerd).

Soort	Stroomsnelheid (m/s)	Substraat bodem	Diepte (m)	Temp (°C)
<b>Habitat (adulten)</b>				
Barbeel ( <i>Barbus barbus</i> )	0,16 - 1,8	zand, grind, stenen*	0,8 - 5,0	4,0 - 30,0
Kwabaal ( <i>Lota lota</i> )	0,0 - 0,5	zand, grind, stenen*	1,0 - >100	0,0 - 23,3
Riviergrondel ( <i>Gobio gobio</i> )	0,1 - 0,8	slib, zand, grind*	0,1 - 1,5	2,0 - 36,7
Rivierprik ( <i>Lampetra fluviatilis</i> )	1,0 - 2,8	n.v.t.	0,1 - 5,0	5,0 - 18,0
Serpeling ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )	0,1 - 0,8	slib, zand, grind*	0,5 - 5,0	4,0 - 32,0
Sneep ( <i>Chondrostoma nasus</i> )	0,2 - 1,1	grind, stenen*	0,3 - 1,5	4,0 - 29,0
Winde ( <i>Leuciscus idus</i> )	0,05 - 1,5	slib, zand, grind, stenen*	0,3 - 5,0	4,0 - 36,0
<b>Voortplantingshabitat (adulten)/ Opgroei habitat (eieren en larven)</b>				
Barbeel ( <i>Barbus barbus</i> )	0,2 - 1,2	grind	< 1,0	8,0 - 25,0
Kwabaal ( <i>Lota lota</i> )	0,0 - 0,1	zand, grind, geïnundeerde vegetatie	0,2 - 0,8	0,0 - 5,0
Riviergrondel ( <i>Gobio gobio</i> )	0,1 - 0,3	zand, grind, stenen, geïnundeerde vegetatie	0,1 - 0,5	ca. 13,0
Rivierprik ( <i>Lampetra fluviatilis</i> )	0,5 - 1,0	zand, grind, stenen/ fijn organisch materiaal	0,2 - 1,5	> 9,0
Serpeling ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )	0,02 - 0,5	zand, grind, stenen	0,18 - 0,30	7,0 - 10,0
Sneep ( <i>Chondrostoma nasus</i> )	0,5 - 1,0	grind	ca. 0,30	8,0 - 14,0
Winde ( <i>Leuciscus idus</i> )	0,05 - 0,5	zand of grind, geïnundeerde vegetatie	0,5 - 1,5	8,0 - 10,0
<b>Opgroei habitat (juvieniël)</b>				
Barbeel ( <i>Barbus barbus</i> )	0,2 - 1,2	zand, grind, stenen*	0,2 - 0,75	< 25,0
Kwabaal ( <i>Lota lota</i> )	0,0 - 0,15	zand, grind, stenen*	0,2 - 0,3	< 25,5
Riviergrondel ( <i>Gobio gobio</i> )	0,0 - 0,2	zand, grind*	< 0,5	
Serpeling ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )	0,0 - 0,5	slib, zand, grind*	0,18 - 0,3	< 15,0
Sneep ( <i>Chondrostoma nasus</i> )	0,2 - 1,1	grind, stenen*	0,05 - 1,5	
Winde ( <i>Leuciscus idus</i> )	0,0 - 1,5	slib, zand, grind, stenen*	0,2 - 5,0	

\* Adulten en juvenielen zoeken (tevens) beschutting in grind/stenen, diepe kommen, holle oever, overhangende vegetatie, boomwortels, obstakels en/of vegetatie.

### Eisen stromend habitat

Op basis van de eisen van de doelsoorten uit voorgaande tabellen kan het stromend habitat nader worden gedefinieerd.

#### → *Waterplanten, macrofauna en adulte vis*

De waterplanten, macrofauna en adulte vis zijn gebonden aan het voorkomen van stromend water en bijbehorende substraten (grind, zand, stenen). Samengevat zijn de belangrijkste ecologische eisen voor deze reofiele flora en fauna:

- Aanwezigheid van permanente stroming (stroomsnelheid > 0,10 m/s);
- Beschikbaarheid van kenmerkende substraten, m.n. zand, grind (en stenen);
- Minimale diepte van 80 cm (op basis van barbeel, andere soorten stellen minder stringente eisen aan de diepte);
- Voldoende beschutting in het water (macrofauna en vis) in de vorm van grind/stenen, diepe kommen, holle oever, overhangende vegetatie, boomwortels, obstakels en/of vegetatie;
- Voldoende beschutting buiten het water (macrofauna) in de vorm van bomen, struiken en ruigte vegetaties langs het water.

#### → *Vis – paai, eieren en larven*

In de levenscyclus van stroomminnende (reofiele) visfauna is ook de beschikbaarheid van paai- en opgroeigebieden van groot belang. De belangrijkste ecologische eisen voor de paai, de eieren en het opgroeien van larven van de vissoorten zijn:

- De aanwezigheid van stroming tijdens en direct na de paaiperiode;
- In combinatie met: de aanwezigheid van geschikt substraat, m.n. grind en daarnaast zand en stenen. Voor enkele soorten is de aanwezigheid van (geïnunderde) vegetatie van belang (winde en riviergrondel);
- De meeste soorten paaien in de periode maart - mei; sommige soorten zijn eerder (kwabaal), anderen later (barbeel en riviergrondel), zie de opsomming boven Tabel 11;
- De temperatuur tijdens de paai mag niet te hoog oplopen (< 7,0 - 14,0 °C). De kwabaal paait bij lagere temperaturen, de barbeel ook bij hogere temperaturen;

In het stroomgebied van de Maas zijn deze omstandigheden vooral te vinden in de Grensmaas en in de zijbeken.

#### → *Vis – juvenielen*

Voor de stroomminnende (reofiele) visfauna is vervolgens de beschikbaarheid van geschikte opgroeigebieden voor juvenielen van belang. De belangrijkste ecologische eisen tijdens de opgroeiperiode (maart t/m juli) voor de juvenielen zijn:

- Aanwezigheid van stagnant tot licht stromend water (0 - 0,2/0,5 m/s);
- Aanwezigheid van ondiepe zones (waterdiepte 0,2 - 0,5/1,5 m);
- De temperatuur mag niet te hoog oplopen (<25 °C, serpeling <15 °C);
- Voldoende beschutting in het water in de vorm van grind/stenen, diepe kommen, holle oever, overhangende vegetatie, boomwortels, obstakels en/of vegetatie.

### Overkoepelende ecologische eisen

Naast de ecologische eisen van de doelsoorten noemen Marijs *et al.* (2020) nog de volgende overkoepelende ecologische eisen t.a.v. het leefgebied:

- **Omvang:** de minimale omvang van het benodigde leefgebied voor macrofauna is klein (enkele vierkante meters). Maar voor de ontwikkeling van gezond stromend habitat wordt een oppervlak van in ieder geval enkele honderden vierkante meters aangehouden. Voor vissen wordt een habitat van tenminste 0,5 hectare in de maand juli aangehouden (5.000 vierkante meter) of tenminste 500 meter lang en 10 meter breed;
- **Bereikbaarheid:** naast de realisatie van habitat met de juiste omstandigheden en voldoende omvang moeten de gidssoorten de nieuwe of verbeterde leefgebieden kunnen bereiken. Aandachtspunten zijn de aanwezigheid van bronpopulaties van de zeldzamere soorten en de connectiviteit met de zijwateren;
- **Stabiliteit van het leefgebied - scheepvaart:** scheepvaart zorgt voor veel dynamiek in de oeverzone in de vorm van golfslag en grote variaties in stroomsnelheid en –richting in het tijdsbestek van het passeren van een schip (Collas, 2019). Voor de meeste (doel)soorten zijn deze omstandigheden zeer ongunstig. Voor een goede ecologische ontwikkeling is het van belang dat de scheepvaart wordt geweerd of anders dat de effecten zoveel mogelijk worden gemitigeerd. Dit is mogelijk met constructies als langsdammen en vooroevers en met een goed ontwerp van in- en uitstroomopeningen (bij nevengeulen).

## **3.2 HUIDIGE SITUATIE**

De Maas in Nederland is vanaf de Waalse-Nederlandse grens bij Eijsden tot aan Keizersveer, waar zij het Benedenrivierengebied in stroomt, ca. 240 km lang. Onderweg verandert het karakter van de rivier en stroomt zij door veel verschillende landschappen. Vrij afstromende en gestuwde delen wisselen elkaar af. Met name vanwege de stuwen die in het zomerbed staan is de connectiviteit en het stromend habitat in grote delen van de rivier niet of onvoldoende verzekerd. In deze paragraaf beschrijven we de huidige situatie met betrekking tot stromend habitat. In het kort komt dit erop neer dat we beschrijven waar en wanneer de rivier wel en niet voldoende stroomt. Voor stromend water zijn de hoeveelheid afvoer en de watterdiepte van belang. Deze twee aspecten van de rivier worden in paragraaf 3.2.1 en 3.2.2 beschreven. Aan de hand van deze parameters wordt in paragraaf 3.2.3 de stroomsnelheid besproken die in de verschillende Maastrajecten optreedt. In de Maas, vooral in het Limburgse deel, stromen vele tientallen beken uit en de bijdrage die zij leveren aan het stromend habitat wordt beschreven in paragraaf 3.2.4. Paragraaf 3.2.5 gaat in op de zijdelingse toestroom van water uit de beken. In de laatste paragraaf 3.2.6 tusslotte wordt uitgebreid stil gestaan bij de Grensmaas. In dit vrij afstromende traject van de Maas is de stroming gegarandeerd, maar doen zich een aantal verschijnselen voor die voor het stromend habitat van belang zijn.

### **3.2.1 AFVOERREGIME MAAS**

De Maas is voor zijn water vooral afhankelijk van regenval, in de wintermaanden (december tot en met maart) aangevuld door een van jaar tot jaar wisselend aandeel smeltwater. Deze sneeuw valt met name in de Ardennen en in sommige jaren blijft deze enige tijd liggen om dan tijdens een dooiperiode, vaak samen met regenwater, tot afstroom te komen. In regenrijke perioden loopt de afvoer snel op en vrijwel iedere

winter zijn er een of enkele hoogwatergolven waarbij de afvoer tot boven de 1.000 m<sup>3</sup>/s oploopt. In meer uitzonderlijke gevallen kan dit oplopen tot 2.000 m<sup>3</sup>/s (eens in de 5 jaar) of zelfs 3.000 m<sup>3</sup>/s (eens in de 75 jaar). Van juni t/m september is de afvoer vrijwel altijd laag (< 75 m<sup>3</sup>/s), maar komen na hevige regenval soms wel korte kleine afvoerpieken voor die op kunnen lopen tot 250 m<sup>3</sup>/s.

Voor het optreden van stroming is de afvoer van de rivier een belangrijke parameter. In figuur 12 is het gemiddelde verloop van enkele hydrologische parameters van de Maasafvoer bij meetstation St. Pieter<sup>2</sup> (net benedenstrooms van Eijsden, in de Boven Maas, bovenstrooms van de Grensmaas) weergegeven, zoals gemiddelde en mediane afvoer, de laagste en de 10 en 90 percentiel waarde. De verschillende parameters laten zien dat de Maas een rivier is met een groot verschil in afvoer tussen de winter- en de zomermaanden. Dit heeft niet zozeer te maken in verschillen in de hoeveelheid neerslag die valt in het stroomgebied, die verschilt namelijk niet heel sterk van maand tot maand; met uitzondering van de maand april die ca. 20% droger is en de maanden december en januari die ca. 15% natter zijn. De grote verschillen hangen vooral samen met de verdamping die in de winter vrijwel ontbreekt en vanaf april sterk toeneemt, hoog is in de zomermaanden en vanaf september weer sterk afneemt. Het gebruik van water vanuit de rivier en de afvoer naar de kanalen varieert ook van maand tot maand maar deze verschillen zijn veel kleiner dan de variatie die door de verdamping wordt veroorzaakt.

#### *Afvoerverdeling over de verschillende Maastrajecten nabij Maastricht*

*De afvoergegevens in deze rapportage betreffen die van het meetstation St. Pieter iets bovenstrooms van Maastricht. Dit is de hoeveelheid water die Nederland bij Eijsden vanuit België binnenstroomt. Direct na Maastricht splitst een deel van het water af: er gaat gemiddeld 13 m<sup>3</sup>/s via de Zuid-Willemsvaart en 19 m<sup>3</sup>/s via het Julianakanaal. De Grensmaas ontvangt daardoor gemiddeld ca. 32 m<sup>3</sup>/s minder dan de Maas bij St. Pieter. Hierin treden wel jaarlijkse fluctuaties op, zo is de afvoer via de kanalen groter in het voorjaar en de zomer (tot ca. 35 m<sup>3</sup>/s), tenzij er een periode van lage Maasafvoeren is, want dan wordt vooral de afvoer via het Julianakanaal flink teruggeschroefd tot soms maar 10 m<sup>3</sup>/s.*

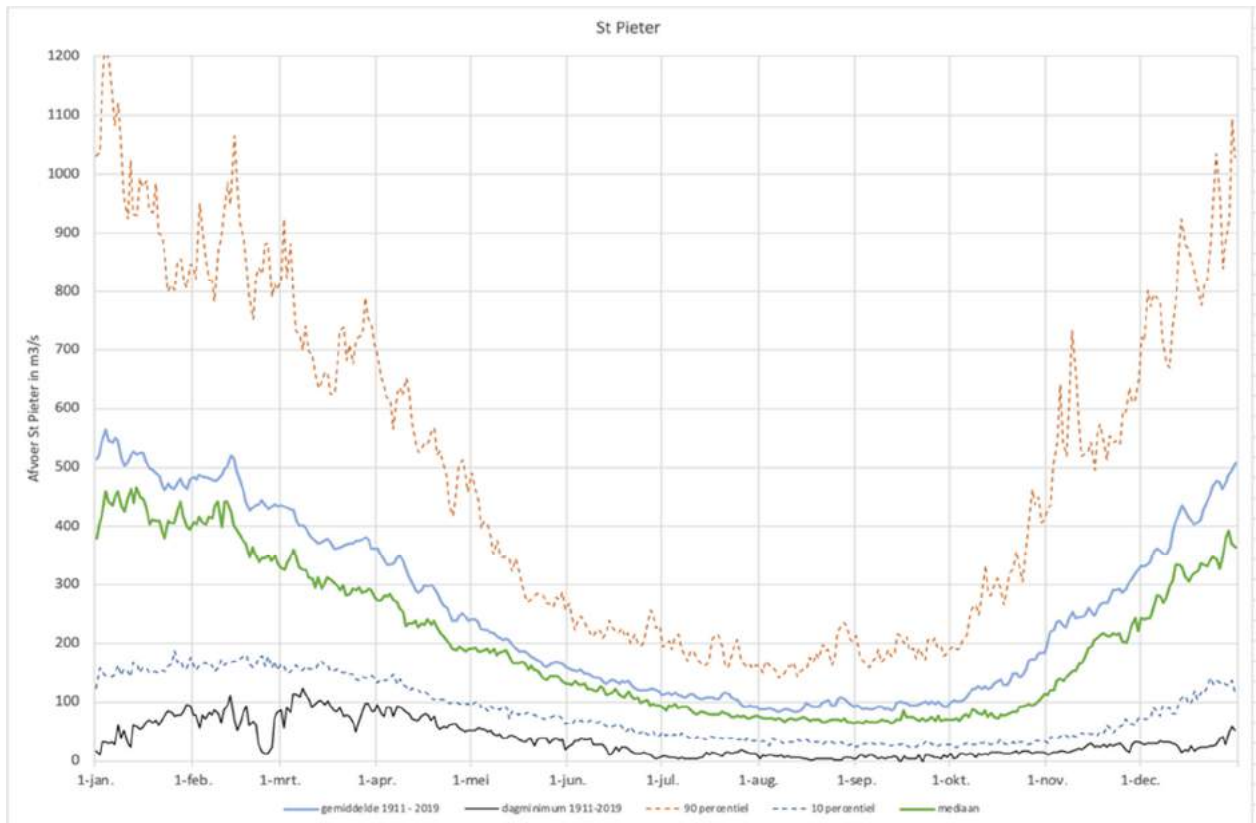
*Naast de variatie gedurende het jaar, zijn er ook verschillen gedurende de week. In het weekend, als er minder scheepvaart is en minder water gebruikt wordt voor het schutten, stroomt er gemiddeld ca. 10 m<sup>3</sup>/s minder via de beide kanalen dan door de weeks en ontvangt de Grensmaas dus ca. 10 m<sup>3</sup>/s meer.*

*Het water dat via de Zuid-Willemsvaart wordt geleid, stroomt parallel aan de Maas en stroomt stroomafwaarts ook weer terug in de Maas nadat het is gebruikt om het Peelkanaal en diverse Brabantse kanalen te voeden. Het Peelkanaal op zijn beurt voedt weer diverse beken die in de Zandmaas en de Bedijkte Maas uitmonden. Het meeste water stroomt echter pas stroomafwaarts van Den Bosch weer terug in de rivier. Gedurende droge perioden wordt het meeste water onderweg benut voor tal van functies; gedurende natte perioden stroomt een groot deel van het Maaswater echter stroomafwaarts ook weer terug in de Maas. Het water dat via het Julianakanaal wordt afgevoerd stroomt vanaf Maasbracht het hele jaar door weer terug in de Maas en draagt weer bij aan de afvoer in het hele benedenstroomse traject.*

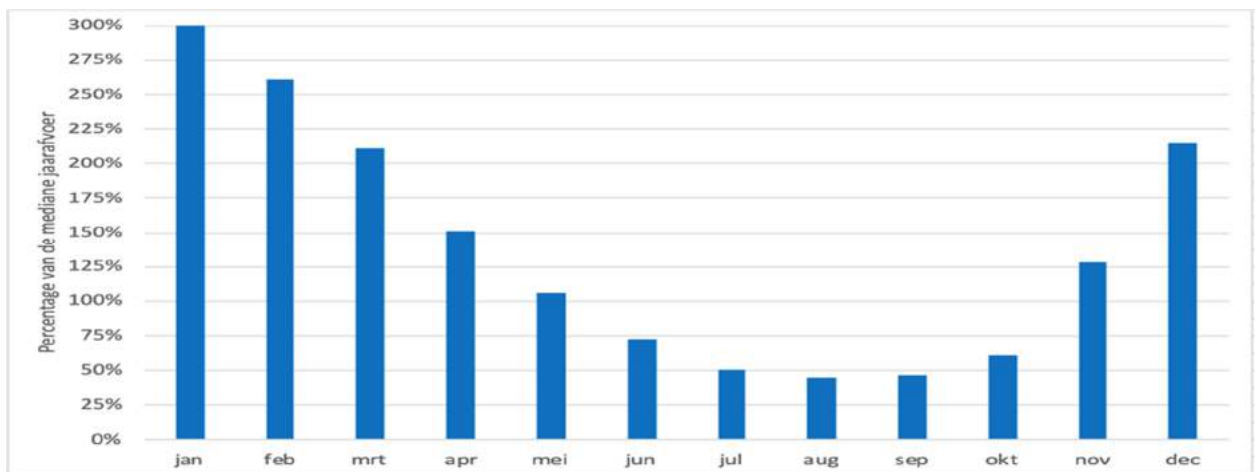
<sup>2</sup> St Pieter is een relatief nieuwe meetlocatie langs de Maas, die het voormalige meetstation Borgharen heeft vervangen als hoofdstation voor de Maas. De afvoermetingen worden sindsdien bij St Pieter uitgevoerd. Om een volledige meetreeks te verkrijgen zijn de historische gegevens van Borgharen vervolgens omgezet naar data voor St. Pieter.



De variatie tussen de maanden is ook duidelijk zichtbaar aan het percentage ten opzichte van de mediane jaarafvoer (zie figuur 13). In de loop van mei zakt de afvoer gemiddeld onder de mediane afvoer om daar vervolgens tot en met oktober, dus het grootste deel van het voortplantings- en groeiseizoen onder te blijven. Hierin onderscheidt de Maas zich ook sterk van de Rijn, die pas begin augustus onder de mediane afvoer zakt. Gedurende de periode van 1 april tot en met eind oktober bedraagt de mediane afvoer in de Maas bij St. Pieter circa 100 m<sup>3</sup>/s. In de Grensmaas komt dit overeen met een afvoer van ca. 70 m<sup>3</sup>/s.



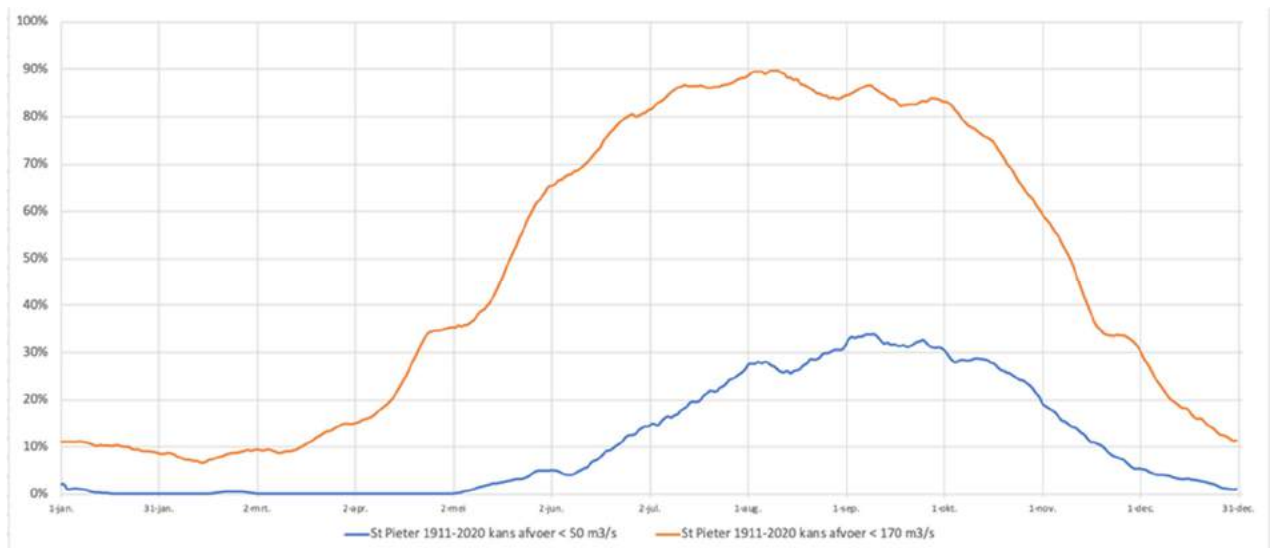
**Figuur 12** Afvoergegevens van de Maas bij meetstation St. Pieter



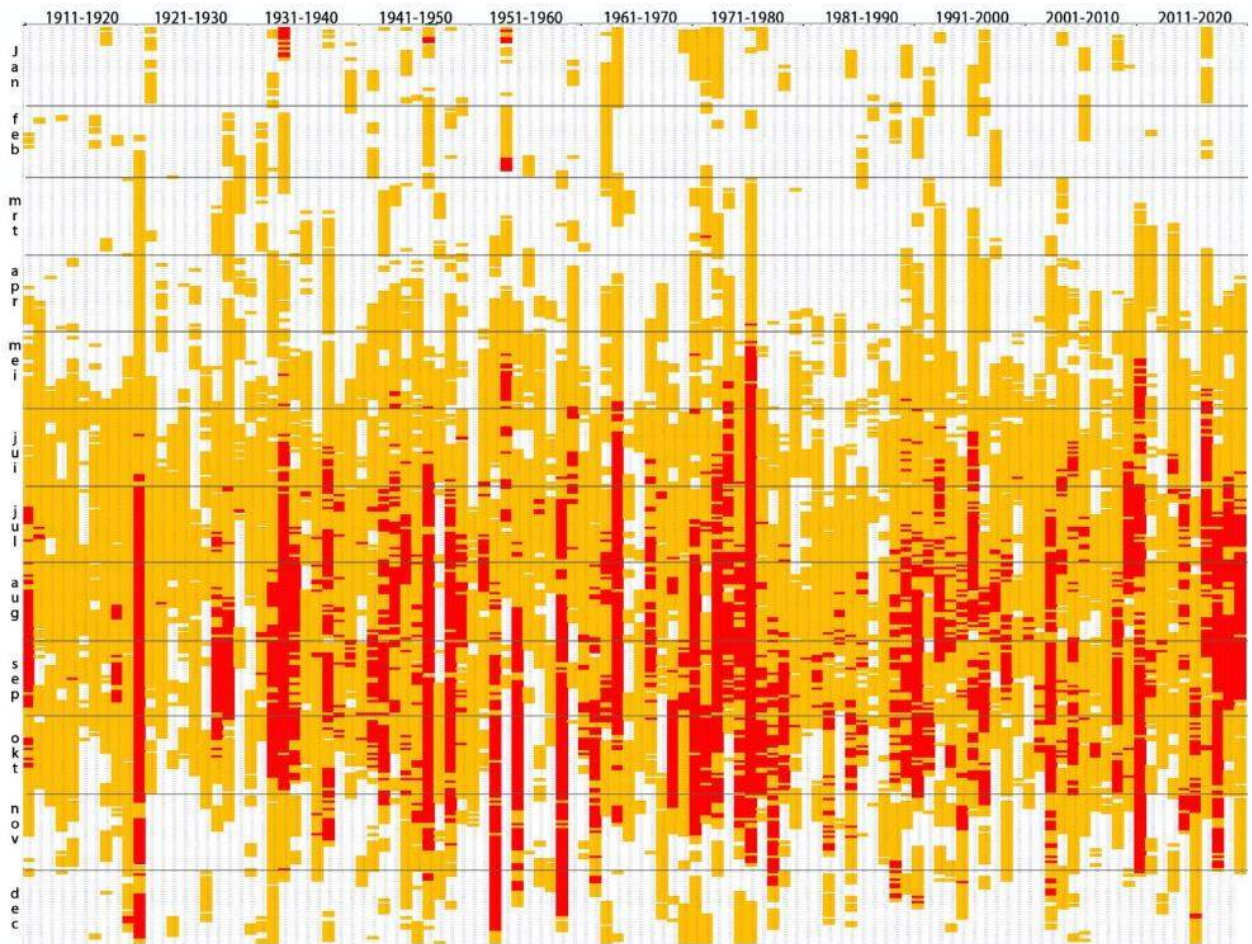
**Figuur 13** Percentage van de maandafvoer van de Maas bij meetstation St. Pieter t.o.v. de mediane jaarafvoer (170 m<sup>3</sup>/s).

Van jaar tot jaar zijn er vaak grote verschillen in het afvoerverloop van de Maas, maar de grote kans op lage afvoeren in het zomerhalfjaar is een vrijwel vast gegeven. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de kans dat op een dag in het jaar de mediane afvoer wordt onderschreden, die loopt al in april op tot boven de 30%, wat wil zeggen dat eens in de 3 jaar op een bepaalde dag in april de afvoer onder de mediane afvoer ( $170 \text{ m}^3/\text{s}$ ) zakt (zie figuur 14). De kans dat dit op een of meerdere dagen in een willekeurige april maand gebeurt is nog groter. In figuur 15 zijn alle dagen uit de meetreeks (in oranje) aangegeven waarop de afvoer lager was dan de mediane afvoer. In de meeste jaren zakt de afvoer in april al wel enkele dagen onder de mediane afvoer.

De Maas heeft soms ook te maken met perioden met een zeer lage afvoer, d.w.z. dat de afvoer bij St. Pieter onder de  $50 \text{ m}^3/\text{s}$  zakt. In dergelijke situaties stroomt er via de Grensmaas nog zo'n 15 tot  $20 \text{ m}^3/\text{s}$ . In figuur 14 is de kans aangegeven dat dit op een dag in het jaar optreedt. In de winter en het voorjaar is de kans nog nihil of heel klein. Vanaf half juni neemt de kans toe tot 10% om daarna verder op te lopen tot een kans van rond de 30% in de maanden augustus en september. Dat betekent dat gemiddeld eens in de 3 jaar op een willekeurige dag in deze maanden de afvoer zeer laag is. In figuur 15 is te zien dat de kans op lage afvoeren van jaar tot jaar sterk verschilt en dat er enige clustering in optreedt. Zo traden zeer lage afvoeren in de afgelopen 4 jaar veel op, maar ook in de jaren '40, '70 en '90 van de vorige eeuw waren er vaak veel jaren dicht opeen met lange perioden met een zeer lage afvoer. Daarnaast waren er ook perioden met weinig lage afvoeren; deze vinden we in de jaren '10, '20 en '80 van de vorige eeuw, maar ook recent waren er kortere perioden met weinig zeer lage afvoeren, zoals van 2006 tot en met 2008 en van 2012 tot en met 2015.

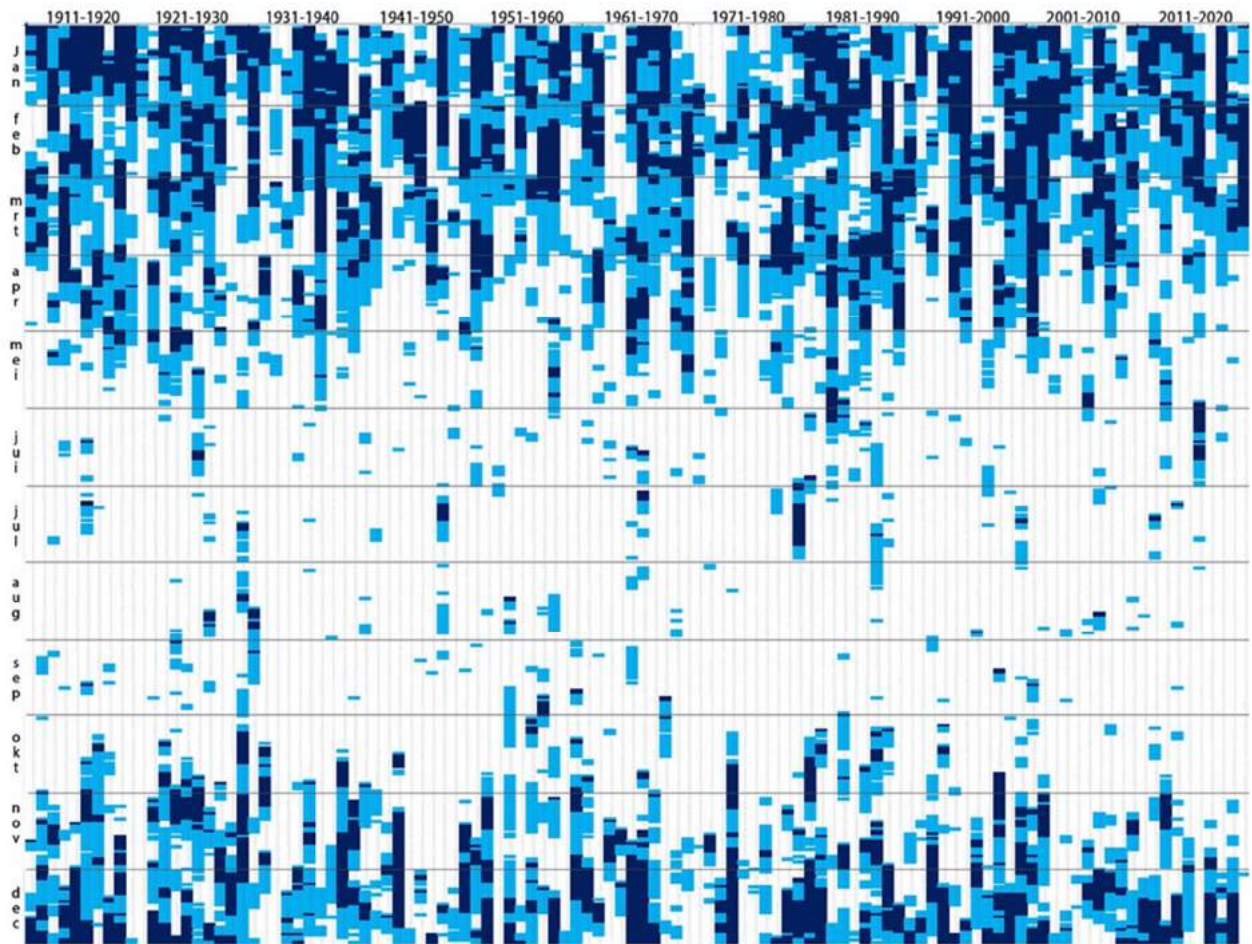


**Figuur 14** Kans op het optreden van een afvoer onder de mediane waarde ( $<170 \text{ m}^3/\text{s}$  (oranje lijn) en kans op het optreden van een zeer lage afvoer ( $<50 \text{ m}^3/\text{s}$  (blauwe lijn).



**Figuur 15** Frequentiediagram voor de dagen waarop de afvoer bij St. Pieter lager is dan de mediane afvoer d.w.z.  $<170 \text{ m}^3/\text{s}$  (oranje) en de dagen dat de afvoer zeer laag was d.w.z.  $<50 \text{ m}^3/\text{s}$  (rood).

Hogere afvoeren zijn in de Maas vrijwel zonder uitzondering voorbehouden aan het winterhalfjaar. In Figuur 16 is aangegeven op welke dagen in de meetreeks de afvoer bij St. Pieter respectievelijk tot boven de 250 en 500  $\text{m}^3/\text{s}$  is gestegen. Ruwweg komen afvoeren boven de 250  $\text{m}^3/\text{s}$  niet meer voor na 1 april en treden ze pas voor het eerst weer op vanaf 1 december. Het is goed te zien dat zowel in april als november de kans op afvoeren boven de 250  $\text{m}^3/\text{s}$  de laatste 20 tot 30 jaar kleiner is geworden in vergelijking met de rest van de meetreeks. Waarschijnlijk is dit het gevolg van een combinatie van een langer groeiseizoen en een afname van de neerslag in beide maanden. In de zomer komen afvoeren boven de 250  $\text{m}^3/\text{s}$  zelden voor, maar wel bijna jaarlijks enkele keren. Als het gebeurt gaat het steeds om één of twee dagen na een periode met veel neerslag (met name bij stevige buien) in het zomerhalfjaar. Een enkele maal is er in de zomer sprake van langdurig hoge afvoeren, zoals recent nog in 2016.



**Figuur 16** Frequentiediagram voor de dagen waarop de afvoer bij St. Pieter hoger was dan 250 m<sup>3</sup>/s (lichtblauw) en > 500 m<sup>3</sup>/s (donkerblauw).

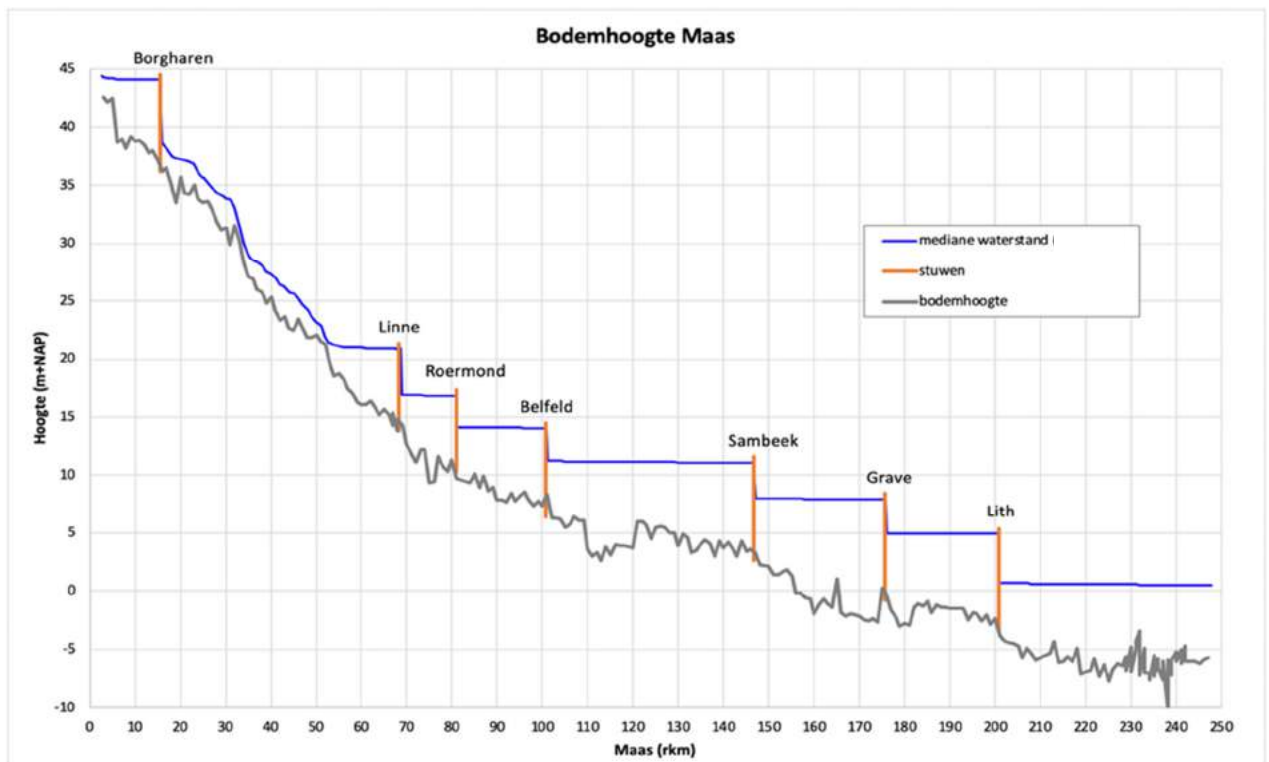
→ Conclusies ten aanzien van het verloop van de Maasafvoer en de gevolgen voor stromend habitat

- In het winterhalfjaar (dec – mrt) zijn de afvoeren hoog (200 – 300% meer dan de mediane afvoer);
- In het zomerhalfjaar (jun – okt) zijn de afvoeren laag (45 – 70% minder dan de mediane afvoer);
- Het tussenseizoen (apr-mei en nov) is relatief kort;
- Lage afvoeren (< 100 m<sup>3</sup>/s) zijn dominant in het groeiseizoen;
- Meer of minder lange perioden met een zeer lage afvoer (<50 m<sup>3</sup>/s) komen vrijwel ieder jaar voor. Vooral de laatste 4 jaar (2017 tot en met 2020) werden gekenmerkt door langdurige zeer lage afvoeren, maar eerder zijn vergelijkbare perioden opgetreden (jaren '40 en '70 van de vorige eeuw);
- Vrijwel ieder jaar zijn er ook in de zomer 1 tot 3-daagse perioden, soms nog iets langer, dat de afvoer hoger is dan 250 m<sup>3</sup>/s.

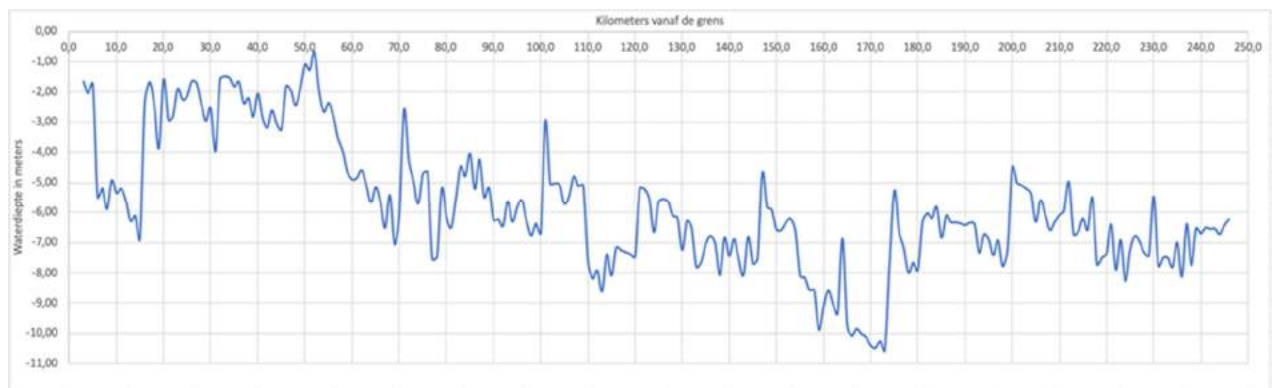
Voor stromend habitat betekent dit dat er een groot verschil is tussen het winter- en zomerhalfjaar. In de vrij afstromende trajecten zal zich dat vertalen in grote peilverschillen en grote variatie in stroomsnelheden tussen de beide seizoenen. In de gestuwde trajecten treden peilverschillen alleen op in het winterhalfjaar en zal de stroomsnelheid in de winter nog vrij hoog zijn, maar in de zomer grotendeels wegvallen, omdat er dan te weinig afvoer is om de grote watermassa in beweging te brengen. Zie hiervoor ook de volgende paragraaf.

### 3.2.2 WATERDIEPTE IN DE MAAS

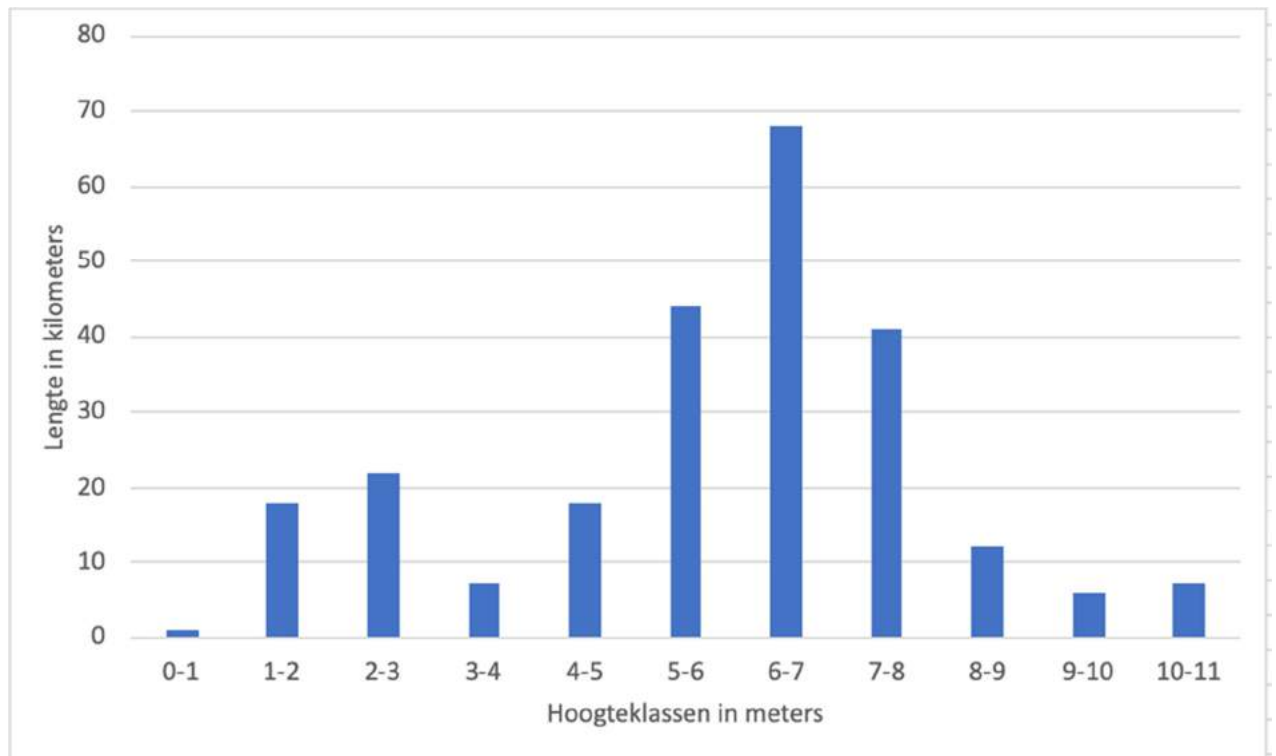
Naast de afvoer is ook de waterdiepte bepalend voor de stroomsnelheid. Hoe groter de waterdiepte, hoe meer water er nodig is om het water met een bepaalde snelheid te laten stromen. In figuur 17 is in een lengteprofiel van de Maas de bodemhoogte en de waterstand bij mediane afvoer weergegeven. Duidelijk is het verschil te zien in het vrij afstromende traject (de Grensmaas) waar de waterdiepte bij mediane afvoer varieert van 1 tot 2 meter en de gestuwde trajecten waar de waterdiepte varieert van 5 meter tot 10 meter. In figuur 18 is het verloop van de waterdiepte over het hele Nederlandse traject weergegeven en in figuur 19 de verdeling ervan over een aantal diepteklassen.



**Figuur 17** Lengteprofiel van de Maas vanaf de grens met Wallonië tot aan de benedenrand bij Keizersveer. De mediane waterstand is gebaseerd op een afvoer van 170 m<sup>3</sup>/s bij meetstation St. Pieter.



**Figuur 18** Waterdiepte over het gehele lengteprofiel van de Maas vanaf de grens bij Eijsden (links) tot aan de benedenrand bij Keizersveer (rechts).



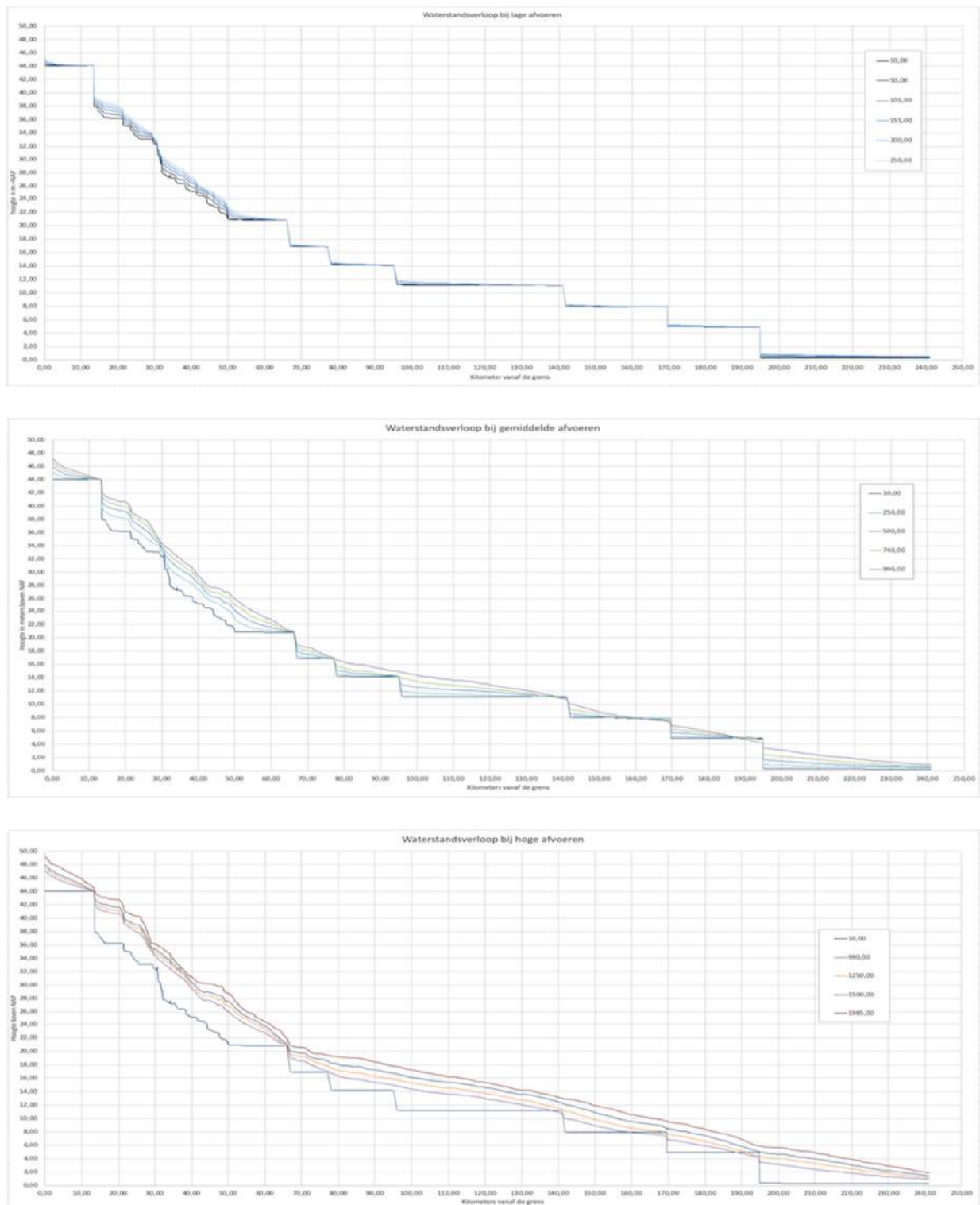
**Figuur 19** Verdeling van de waterdiepte uit figuur 18 over diepteklassen van 1 meter.

Als de waterdiepte verdeeld wordt over diepteklassen van 1 meter (figuur 19) dan zijn de twee onderscheidende trajecten van de Maas terug te zien. De Grensmaas en delen van de Boven Maas bij de klassen 1-2 en 2-3 m en de gestuwde trajecten en ook het meest benedenstroomse ongestuwde traject bij de klassen boven de 4 meter diep, met de grootste fractie met een diepte tussen de 6 en 7 m. Gemiddeld is het ongestuwde traject ca. 2,0 m diep en het gestuwde traject 6,7 m.

De waterdiepte in een rivier is afhankelijk van de afvoer, ook wel de Q/H-relatie genoemd, maar in gestuwde trajecten wordt de hoogte (H) bij de lage afvoeren bepaald door het stuwven en moet de afvoer eerst tot het niveau stijgen waarop de H van het stuwpeil onder ongestuwde omstandigheden zou zijn bereikt, voordat het peil mee gaat stijgen met de afvoer. Dit betekent dat in de vrij afstromende rivier de waterstand en -diepte meteen toenemen als de afvoer toeneemt. In een gestuwde rivier vertaalt een toename in afvoer zich daarentegen in eerste instantie in een grotere stroomsnelheid en pas in tweede instantie in een hogere waterstand. Om dit te verduidelijken is in de grafieken van figuur 20 het waterstandsverloop in relatie tot de toename van de afvoer in 3 categorieën opgedeeld:

- de lagere afvoeren tot aan de gemiddelde afvoer;
- de hogere afvoeren tussen de gemiddelde afvoer en licht verhoogde afvoeren (tot een frequentie die 10 dagen per jaar optreedt);
- de hoogste afvoeren tot aan een afvoer die eens in de 5 jaar optreedt.

Bij een afvoertoeename in het lage bereik (figuur 20 boven) stijgt de waterdiepte alleen in de vrij afstromende trajecten. Als de afvoer verder stijgt tot de licht verhoogde afvoeren (figuur 20 midden), dan stijgt het peil ook in de bovenstroomse delen van de stuwpannen en bij de sterk verhoogde afvoeren (figuur 20 onder) stijgt het waterpeil en de waterdiepte in de hele Maas.



**Figuur 20** Toename van de waterdiepte bij oplopende afvoer: bij de lagere tot gemiddelde afvoeren (boven), bij de licht verhoogde afvoeren (midden) en bij de sterk verhoogde afvoeren (onder).

→ Conclusies ten aanzien van de waterdiepte in de Maas en de gevolgen voor het stromend habitat

- De waterdiepte in de Maas is te verdelen in twee sterk verschillende clusters: een ca. 40 km lang deel met een gemiddelde diepte van ca. 2 meter en een ca. 200 km lang deel met een gemiddelde diepte van ca. 6,5 meter;
- Bij toenemende afvoer treedt peilopzet in eerste instantie alleen op in de vrij afstromende trajecten; vanaf een jaargemiddelde afvoer van ca. 250 m<sup>3</sup>/s stijgt ook het peil alleen in de bovenstroomse delen van de gestuwde trajecten; pas vanaf een hoge afvoer vanaf ca. 1000 m<sup>3</sup>/s stijgt het peil in de hele Maas;
- Voor stromende habitats betekent dit dat de natuurlijke variatie in waterpeilen en stroomsnelheden alleen in de vrij afstromende trajecten optreedt. In de gestuwde trajecten is de waterdiepte zo groot dat voor een wat forsere toename van de stroomsnelheid een grote afvoertoename nodig is, die maar in een beperkt deel van het jaar, lees het winterhalfjaar, beschikbaar is. Zie voor een verdere toelichting van dit aspect de volgende paragraaf.

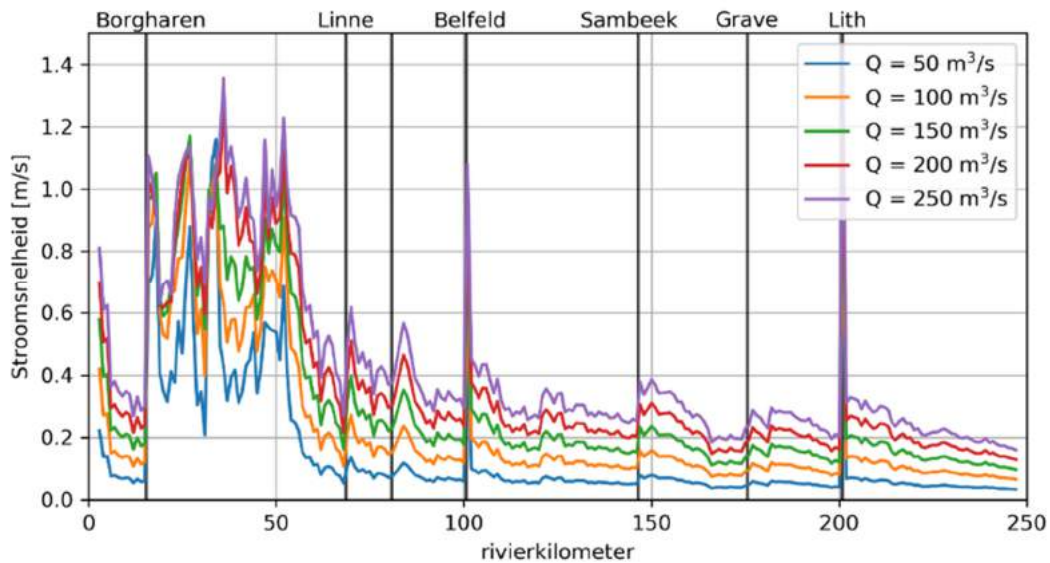
### 3.2.3 STROOMSNELHEID IN DE MAAS

De stroomsnelheid in de Maas verschilt sterk tussen de trajecten naar gelang ze gestuwd zijn of niet. In grote lijnen is het verloop van de stroomsnelheid in deze trajecten als volgt te omschrijven (zie figuur 21):

- Tot een afvoer 50 m<sup>3</sup>/s:
  - o In het vrij afstromende traject vanaf de stuw van Borgharen tot ca. 15 km voor de stuw van Linne is de stroomsnelheid al relatief hoog, d.w.z. tussen de 0,4 en 0,6 m/s;
  - o In de gestuwde trajecten is de stroomsnelheid overal slechts 5 tot 10 cm/s.
- Tot een afvoer 150 m<sup>3</sup>/s (de mediane afvoer):
  - o In het vrij afstromende traject neemt de snelheid vrij gelijkmatig toe tot tussen de 0,7 en 1,2 m/s;
  - o In de gestuwde trajecten varieert de stroomsnelheid van 0,3 tot 0,1 m/s. De 0,3 m/s treedt op in de bovenstroomse delen van de 4 bovenstroomse stuwpannen (Linne t/m Sambeek); de 0,1 m/s in de benedenstroomse delen van de 2 benedenstroomse stuwpannen (Grave en Lith) en de Getijdenmaas.
- Boven de 150 m<sup>3</sup>/s:
  - o In het vrij afstromende traject neemt de snelheid eerst nog wat verder toe, maar boven de 200 m<sup>3</sup>/s stagneert de toename;
  - o In de gestuwde trajecten neemt de stroomsnelheid vrij gelijkmatig toe met 0,05 m/s voor iedere 50 m<sup>3</sup>/s dat de afvoer toeneemt. Bij 250 m<sup>3</sup>/s varieert de stroomsnelheid daarom van 0,4 m/s in de bovenstroomse delen van de bovenstroomse stuwpannen tot 0,2 m/s in de benedenstroomse delen van de benedenstroomse stuwpannen.

*NB. In het stuwpan Sambeek bevindt zich een traject van ca. 10 km tussen Rkm 110 en 120 waar de stroomsnelheid plotseling verlaagd is en ook in het stuwpan Grave is een dergelijk traject aanwezig vanaf Rkm 165 tot 175. Het gaat hier om trajecten waar een zomerbedverdieping heeft plaatsgevonden en de extra diepte leidt daar tot een afname van de stroomsnelheden met ca. 0,15 m/s t.o.v. de oorspronkelijke situatie.*





**Figuur 21** Toename van de stroomsnelheid over het lengteprofiel van de Maas vanaf de grens bij Eijsden tot aan de benedenrand bij Keizersveer (Reeze et al., 2020). De afvoeren zijn voor het meetpunt Borgharen; deze zijn ca. 30 m<sup>3</sup>/s lager dan bij St. Pieter.

Als we de gegevens uit figuur 21 betrekken op de situatie op het zomerhalfjaar, dan komt daaruit het volgende beeld naar voren. De mediane afvoer bedraagt gemiddeld over het zomerhalfjaar bij St. Pieter ca. 100 m<sup>3</sup>/s, afnemend van ca. 225 m<sup>3</sup>/s in april tot 75 m<sup>3</sup>/s in de maanden juli t/m september. In de Grensmaas zijn deze waarden ca. 30 m<sup>3</sup>/s lager. Voor de lijnen in de bovenstaande figuur betekent dit:

- dat de situatie gedurende april gemiddeld overeenkomt met de rode lijn, d.w.z. dat in de Grensmaas de snelheid gemiddeld ca. 0,8 m/s bedraagt en in de stuwpanden varieert van 0,4 m/s bovenstrooms in de stuwpanden Sambeek, Belfeld, Roermond en Linne, tot tussen 0,15 en 0,2 m/s benedenstrooms in de overige stuwpanden en de Getijdenmaas;
- dat in juni de situatie vergelijkbaar is met de oranje lijn, d.w.z. dat in de Grensmaas de stroomsnelheid dan gemiddeld nog ca. 0,6 m/s bedraagt en in de stuwpanden varieert van ca. 0,2 m/s in de bovenstroomse delen tot 0,1 m/s in de benedenstroomse delen. In de meer bovenstrooms gelegen stuwpanden zijn deze waarden iets hoger, verder stroomafwaarts iets lager;
- dat in de maanden juli t/m september de situatie vergelijkbaar is met de blauwe lijn. In de Grensmaas bedraagt de stroomsnelheid dan gemiddeld nog ca. 0,5 m/s en in de stuwpanden is deze overal afgenomen tot ca. 0,1 m/s in de bovenstroomse delen tot 0,05 m/s in de benedenstroomse delen.

Vaak is de afvoer in de zomermaanden nog lager dan de met de blauwe lijn aangegeven waarde. Zij daalt dan zelfs tot 25 m<sup>3</sup>/s of nog wat minder. De stroomsnelheden zijn dan nog ongeveer de helft kleiner.

→ Conclusies ten aanzien van de stroomsnelheid in de Maas en de gevolgen voor het stromend habitat

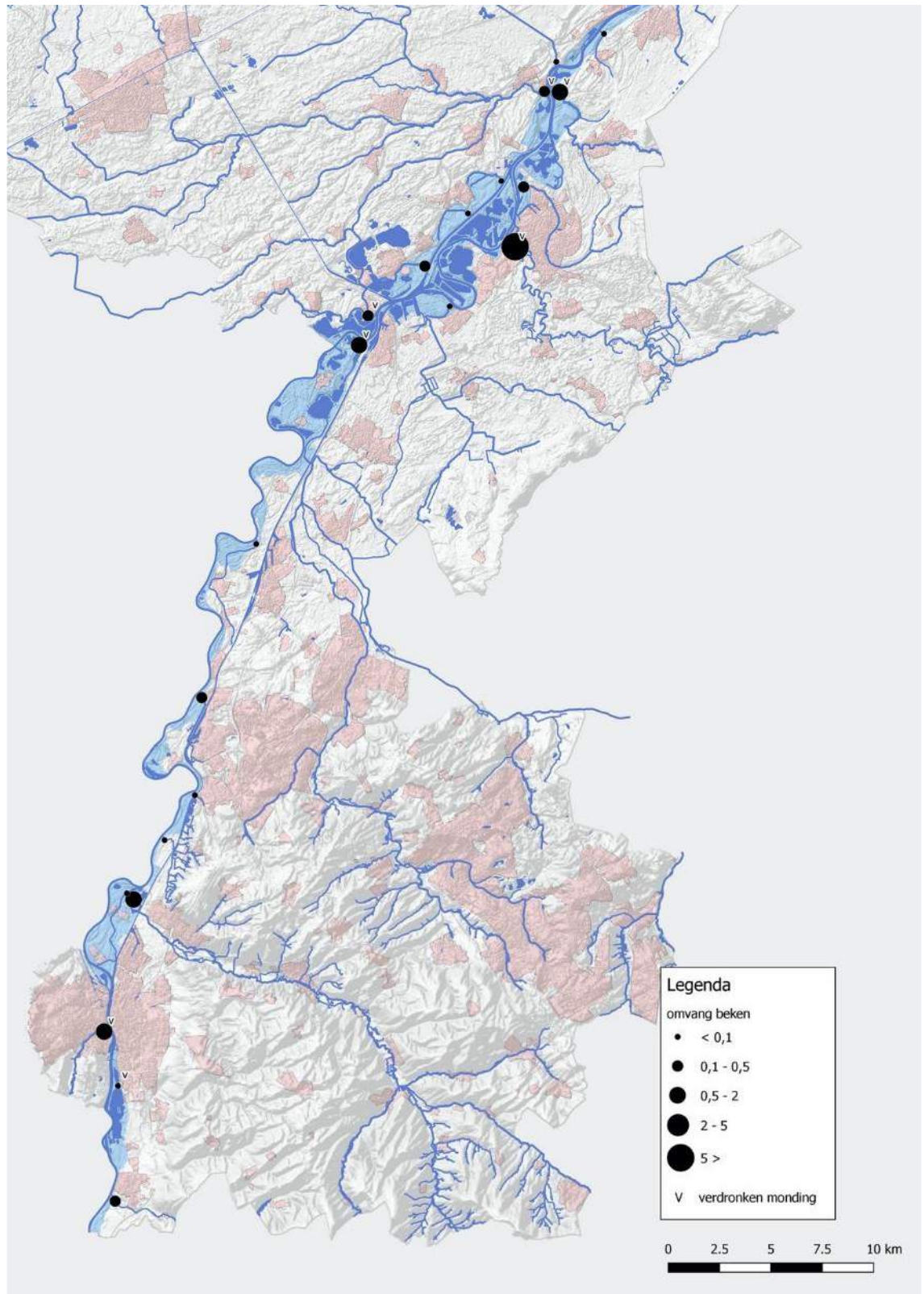
- De lage zomerafvoer zorgt ervoor dat de stroomsnelheid in de zomer en vaak al vanaf mei veel lager is dan in de winter;
- In de Grensmaas bedraagt de stroomsnelheid in de hoogzomermaanden gemiddeld nog 0,5 m/s en in het voorjaar nog ca. 0,7 tot 0,8 m/s gemiddeld;

- In de gestuwde Maastrajecten is de stroomsnelheid gedurende 3 maanden in hoogzomer minder dan 0,1 m/s. In het voorjaar (april-juni) is de stroomsnelheid in de stroomopwaartse delen van de stroomopwaarts gelegen stuwpannen nog wel iets hoger, zij loopt dan terug van 0,4 tot 0,2 m/s.

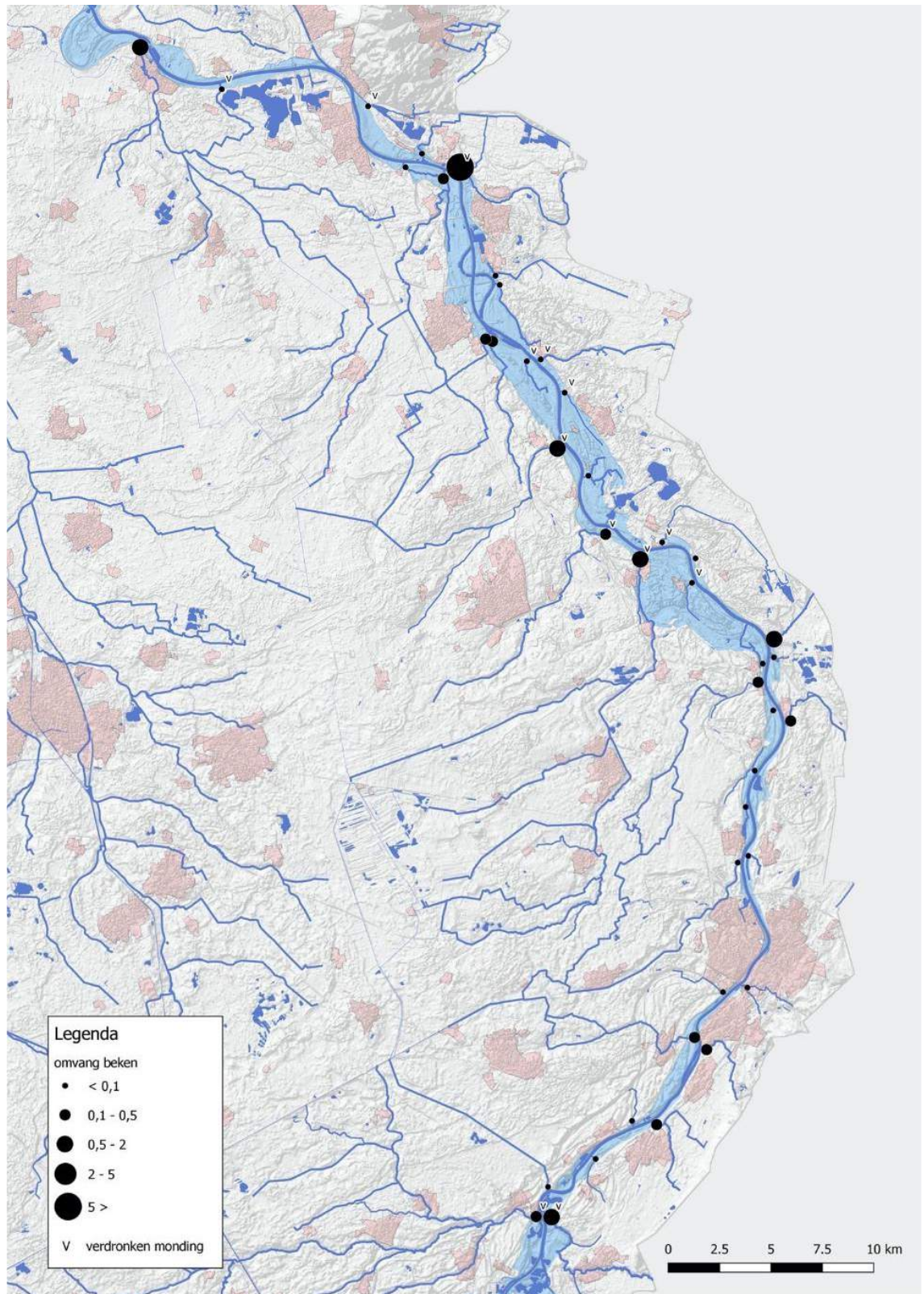
Voor het stromend habitat betekent dit dat alleen in de Grensmaas er het hele jaar door voldoende stromend habitat aanwezig is. In de gestuwde trajecten is er in vrijwel alle jaren gedurende 3 tot 4 maanden nergens stromend water dat >0,1 m/s stroomt. Alleen in het (vroeg) voorjaar is er in de meer bovenstroomse delen van de stroomopwaarts gelegen stuwpannen nog wel licht stromend water (ca. 0,3 m/s).

### 3.2.4 BEKEN IN HET TRAJECT VAN DE MAAS

In het hele traject van de Maas zijn er vele tientallen beken die water aanvoeren. De gemiddelde debieten variëren sterk van beek tot beek, van slechts enkele liters per seconde bij de kleinste tot tussen de 10 en 25 m<sup>3</sup>/s bij de grotere zoals de Roer en de Niers. Gemiddeld voeren de beken tezamen zo'n 50 m<sup>3</sup>/s aan, maar tijdens lage zomerafvoeren kan dat teruglopen tot minder dan 20 m<sup>3</sup>/s. Deze waarde is nog relatief hoog omdat de Roer ook tijdens perioden van langdurige droogte gevoed wordt vanuit grote stuwmeren in de Eifel. Deze zorgen voor een permanente afvoer van ca. 10 m<sup>3</sup>/s. De hoeveelheid water die hier opgeslagen ligt, is zeer groot, want zelfs in het najaar van 2018, na 4 maanden zeer droog weer, waren deze meren samen nog voor ca. 70% gevuld. In figuur 22 tot en met figuur 24 zijn de grotere beken die in de Maas uitmonden aangegeven met een stip. De grootte van de stip varieert naar gelang het gemiddelde debiet van de beek. De mondingen van de beken en de beektrajecten binnen het Maasdal zijn vaak ongestuwd en herbergen daarom ondiep stromend water. Een deel van de beekmondingen is door de peilopzet van de stuwen ook mee opgestuwd. Ze zijn daardoor verdronken; in de kaarten zijn deze beken met een kleine V gemarkeerd.



**Figuur 22** Beekmondingen van de grotere beken die uitmonden in de Zuidelijke Limburgse Maas: Boven Maas, Grensmaas en Plas-senmaas. De grootte van de stip geeft het gemiddelde debiet aan dat de beek aanvoert. V betekent dat de monding verdrongen is a.g.v. het stuwen van de Maas.



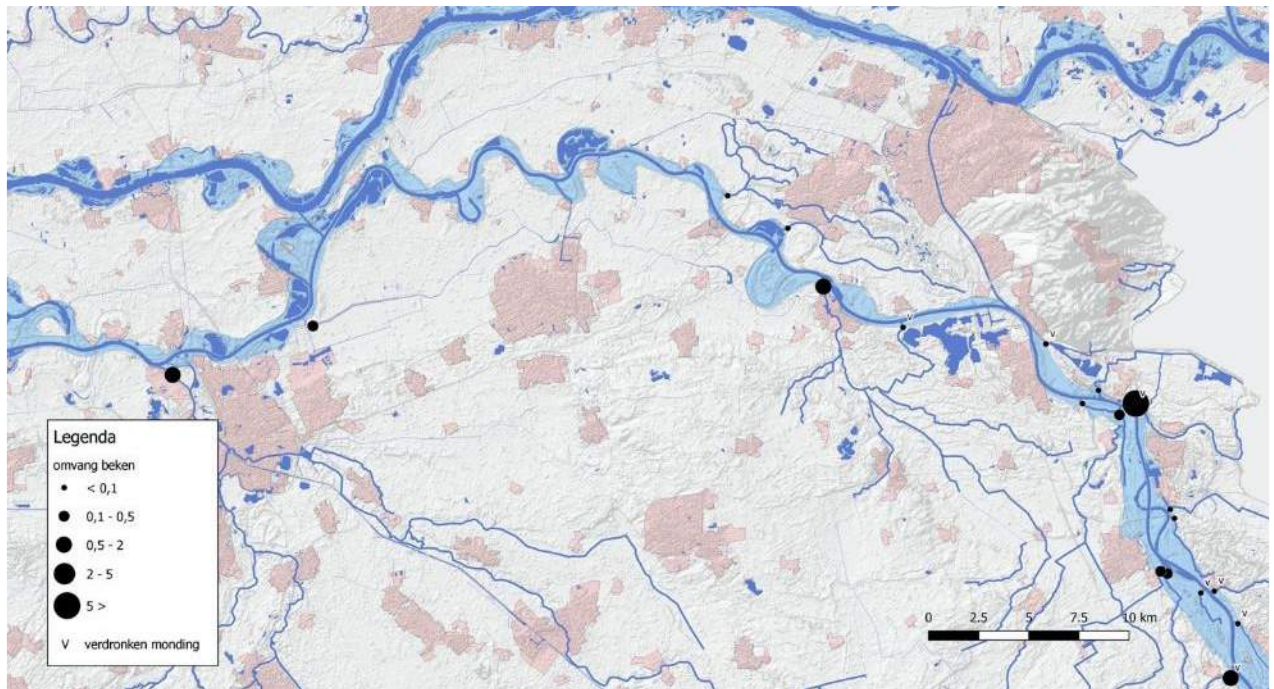
**Figuur 23** Beekmondingen van de belangrijke beken die uitmonden in de Noordelijke Limburgse en Oostelijke Brabantse Maas. De grootte van de stip geeft het gemiddelde debiet aan dat de beek aanvoert. V betekent dat de monding verdrinken is a.g.v. het stuwen van de Maas.



**Foto 3** Foto van de monding van de Vierlingsbeek in de Maas (zichtbaar op de achtergrond). De beek lag vanouds in een ca. 3 m diep uitgesleten bedding, die door het stuwen van de Maas (in dit geval stuwpand SambEEK) geheel is volgelopen met water. Dit opstuwende effect is in de bedding merkbaar tot ca 500 m stroomopwaarts van de Maas.



**Foto 4** Foto van de monding van de Tasbeek. De beek heeft een ondiep stromend karakter tot vlak bij de Maas.



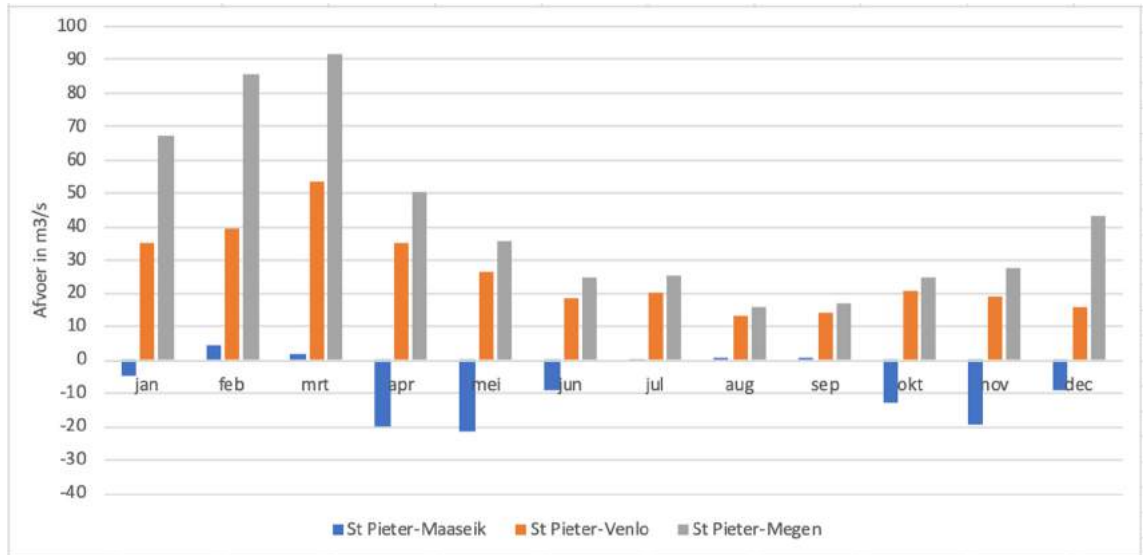
**Figuur 24** Beekmondingen van de belangrijke beken die uitmonden in de Gelders/Brabantse Maas. De grootte van de stip geeft het gemiddelde debiet aan dat de beek aanvoert. V betekent dat de monding verdrongen is a.g.v. het stuwven van de Maas.

### 3.2.5 ZIJDELINGSE TOESTROOM VANUIT DE BEKEN

De tientallen beken die in de Maas uitmonden dragen ook deels bij aan de afvoer en daarom neemt de afvoer in stroomafwaartse richting langzaam toe. In deze toename is een duidelijk seizoenspatroon zichtbaar. In het winterhalfjaar voeren de beken vaak veel water aan en is de toename het grootst, in het zomerhalfjaar is de aanvoer veel kleiner. In figuur 25 is dit zichtbaar aan het verschil in afvoer tussen het meetstation St. Pieter en respectievelijk Venlo en Megen. Hierbij is er rekening mee gehouden dat er gemiddeld  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  (in de winter) tot  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  (in de zomer) via de Zuid-Willemsvaart wordt afgeleid. Vanaf oktober loopt het verschil langzaam op om in de maanden februari en maart te pieken. Bij Venlo is dan ca.  $50 \text{ m}^3/\text{s}$  afkomstig uit de zijbeken die de Maas voeden en bij Megen ca.  $90 \text{ m}^3/\text{s}$ . In de periode april t/m juli neemt de aanvoer vanuit de beken gestaag af om een laagste niveau te bereiken in augustus en september, als slechts  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  bij Venlo en  $15 \text{ m}^3/\text{s}$  bij Megen uit de zijbeken afkomstig is. Dit water is dan grotendeels uit de Roer afkomstig die ook gedurende de zomermaanden een vast debiet afvoert door levering vanuit de stuwmeren in Duitsland van ca.  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ .

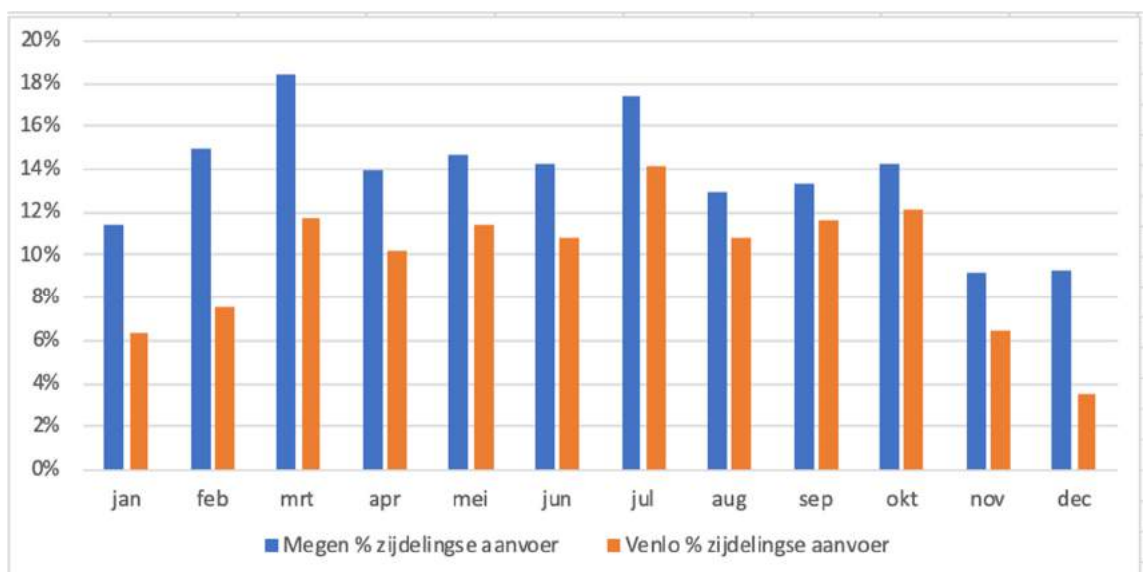
In Maaseik (zie ook figuur 25), aan het einde van de Grensmaas, is de afvoer kleiner dan bij St. Pieter omdat een deel van het Maaswater via het Julianakanaal wordt afgevoerd. Ook hier is een seizoenseffect zichtbaar als gevolg van de zijdelings aanvoer. In de wintermaanden is de afvoer bij Maaseik namelijk niet lager, wat veroorzaakt wordt door de aanvoer binnen het Grensmaastraject vanuit de zijbeken. Deze aanvoer heft de hoeveelheid water die via het Julianakanaal wordt afgevoerd weer grotendeels op. Ook in de zomermaanden is de afname binnen de Grensmaas klein. In die periode is de aanvoer vanuit de zijbeken veel geringer, maar dan wordt de hoeveelheid water via het Julianakanaal ook beperkt om de Grensmaas extra te voeden. Opgemerkt moet worden dat de afvoergegevens van Maaseik niet geheel betrouwbaar

zijn omdat ze niet direct gemeten zijn, maar afgeleid uit de Q-H-relatie en deze is door recente aanpassingen aan de bedding niet meer geheel betrouwbaar. Ze zijn hier wel gebruikt omdat ze goed het verloop over het seizoen weergeven.



**Figuur 25** Afvoer bij Venlo en Megen in m<sup>3</sup>/s afkomstig vanuit de beken die zijdelings toestromen in het Nederlandse traject. Hierbij is rekening gehouden met de afvoer die via de Zuid-Willemsvaart wordt afgeleid. De analyse is gebaseerd op de waarnemingen uit de periode 2016 t/m 2020; wat vrij kort is, maar geeft een goede indicatie van het seizoensverloop. Zie verdere toelichting in de tekst.

In figuur 26 is voor ieder maand het percentage weergegeven dat de aanvoer vanuit de zijdelingse aanvoer bedraagt bij de meetstations Venlo en Megen. Bij Venlo bedraagt dat het grootste deel van het jaar ca. 10% en bij Megen ca. 14%. Ondanks de grote aanvoer in absolute zin in de wintermaanden is het percentage dan lager, ca. 6% bij Venlo en 10% bij Megen. De oorzaak is dat de Maas zelf dan relatief nog meer water aanvoert.



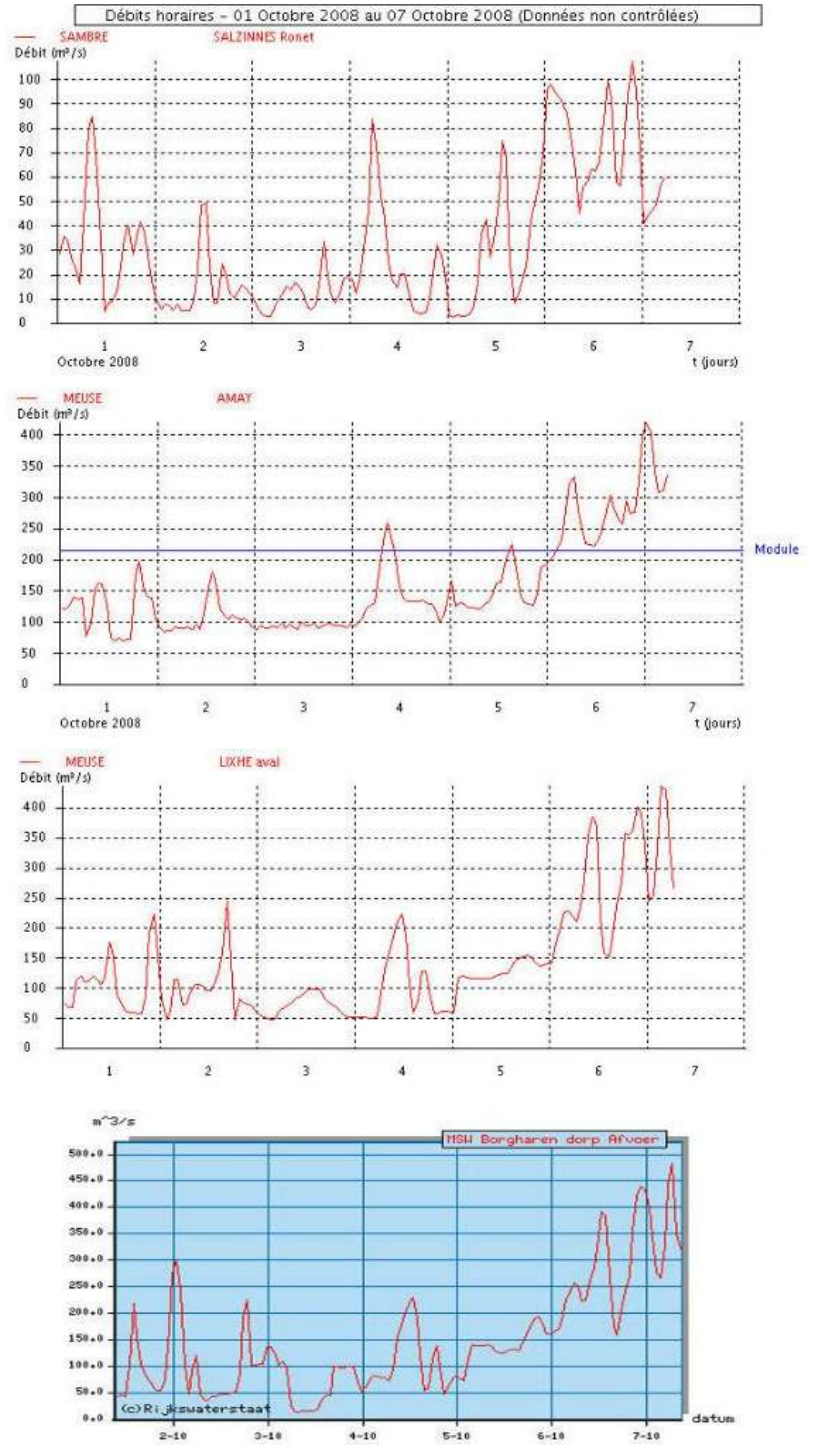
**Figuur 26** Percentage van het water bij Venlo en Megen afkomstig uit het beekwater dat in Nederland naar de Maas stroomt. Hierbij is rekening gehouden met de afvoer die via de Zuid-Willemsvaart wordt afgeleid.

### 3.2.6 SITUATIE IN DE GRENSMAAS

De Grensmaas is samen met een kort traject in de Boven Maas het enige traject van de Maas dat vrij afstromend is. Vanwege het bijzondere karakter en het belang ervan voor de stromende habitats in de Maas worden een aantal aspecten van dit traject wat verder uitgewerkt.

#### Afvoerfluctuaties

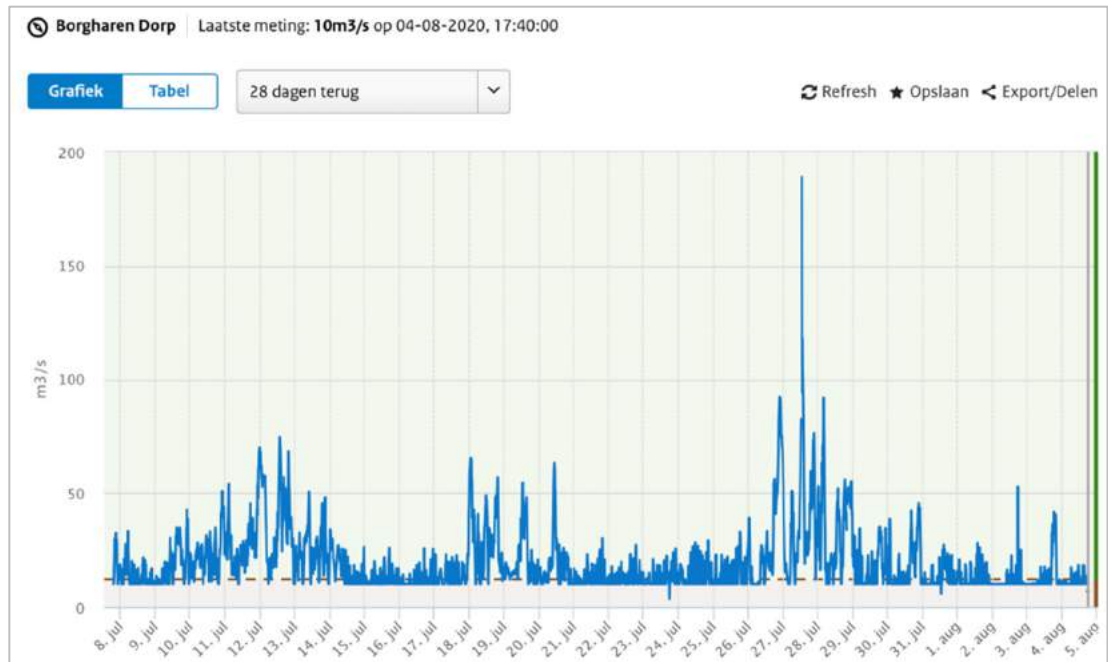
De Grensmaas is het eerste ongestuwde traject na een lang gestuwd traject dat in Noord-Frankrijk begint. Het gevolg hiervan is dat onregelmatigheden in het afvoerproces die ontstaan als gevolg van het stuw- en sluisbeheer en het beheer van de WKC's ook doordringen in de Grensmaas. Dergelijke onregelmatigheden beginnen vaak klein (orde 5 tot 10 m<sup>3</sup>/s) bij een van de bovenstroomse stuwen in Wallonië en worden daarna stroomafwaarts bij iedere stuw versterkt, zodat ze uiteindelijk als een veel hogere afvoerflux bij Borgharen aankomen en dan doorgegeven worden in de Grensmaas. In figuur 27 is het verloop van enkele pieken weergegeven die in de Sambre zijn ontstaan. Wat verder opvalt bij de pieken is dat ze zich snel door de Maas verplaatsen. Doorgaans zijn ze al in 6 – 10 uur vanuit de Sambre in de Grensmaas; bij lagere afvoeren vaak nog sneller.



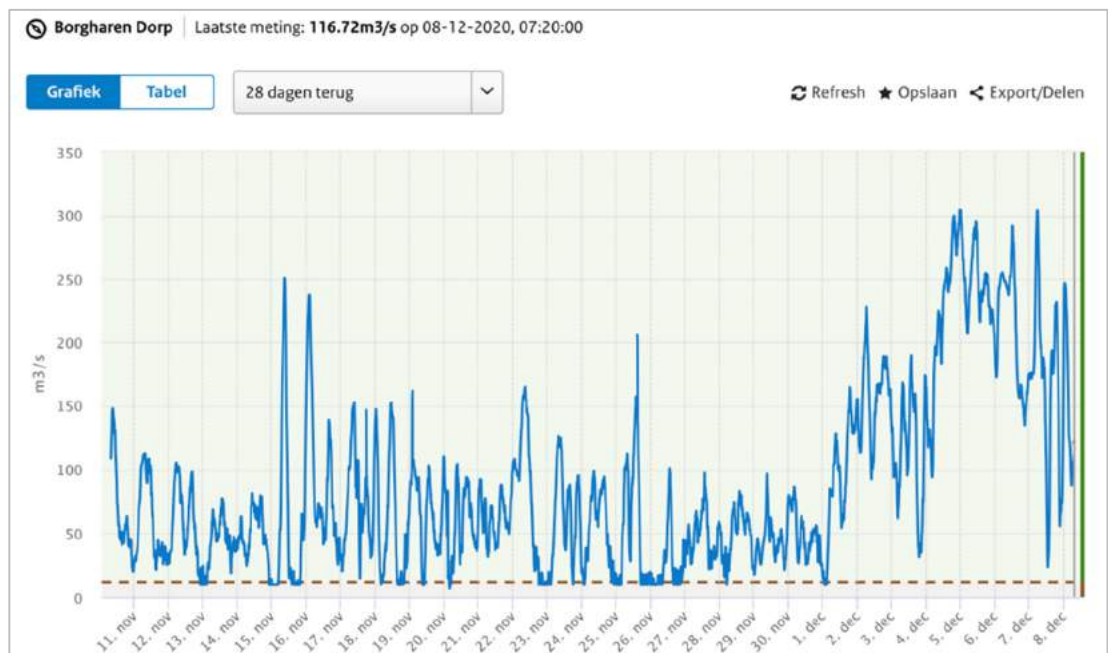
**Figuur 27** De herkomst van de meeste hydro-pieken in de Maas ligt in de Sambre, (bovenste figuur) waar ze als kleinere pieken ontstaan en onderweg in de Waalse Maas (2<sup>e</sup> en 3<sup>e</sup> figuur) groter worden a.g.v. het stuwbeheer totdat ze in de Grensmaas aankomen (4<sup>e</sup> figuur) (Bron: Direction générale opérationnelle de la mobilité et des Voies hydrauliques en RWS via waterinfo.nl)



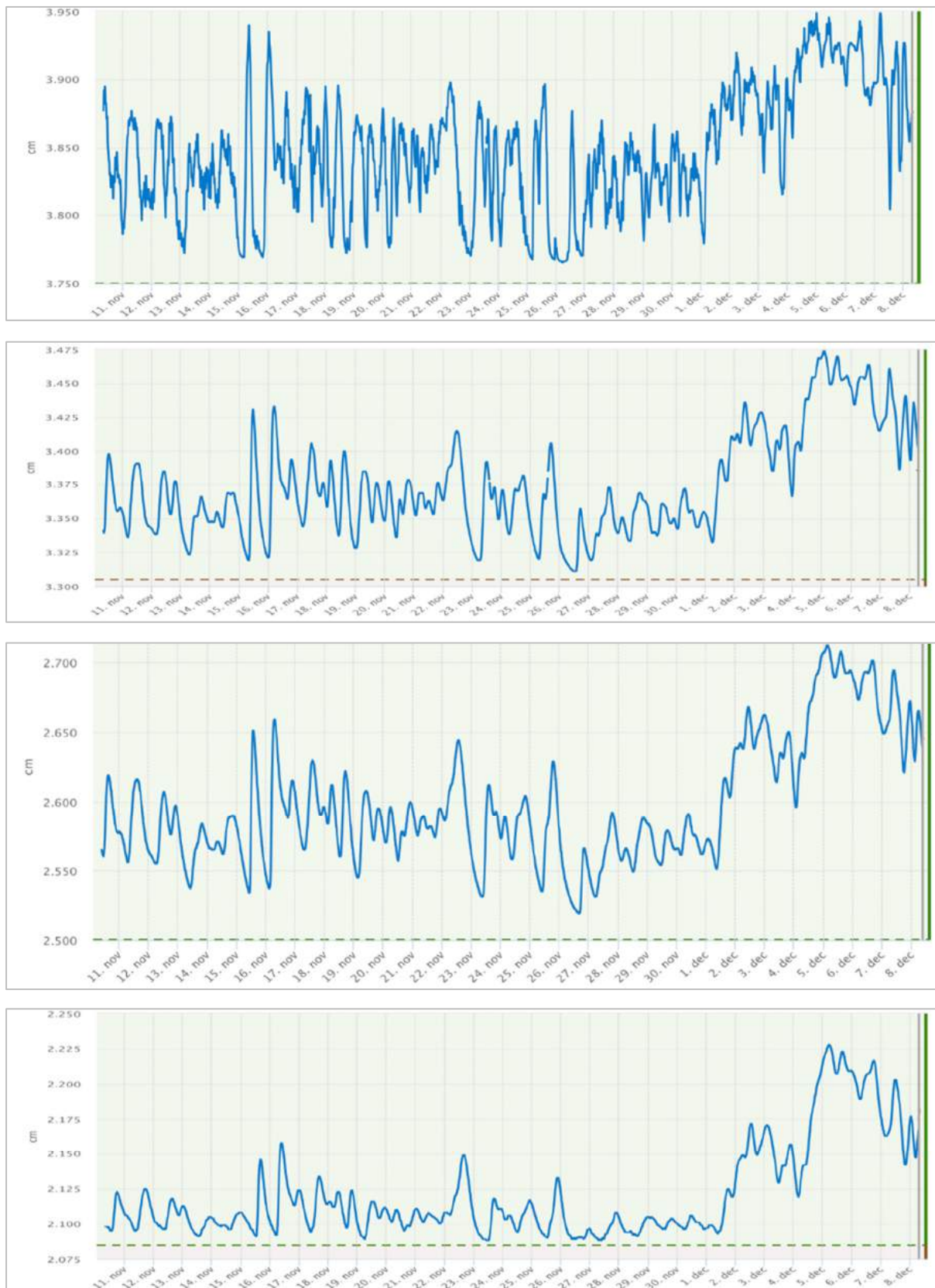
Onderweg in de Maas in Wallonië worden deze hydropeiken vaak gaandeweg steeds hoger. De pieken komen dagelijks voor, soms meerdere per dag. Er gaan geen dagen voorbij dat er geen hydropeiken zijn, wel zijn ze bij de lagere Maasafvoeren vaak lager, tot orde 50 m<sup>3</sup>/s (zie figuur 28). Bij hogere afvoeren kunnen ze oplopen tot 300 m<sup>3</sup>/s of meer (zie figuur 29 en figuur 30) en een enkele maal is zelfs een piek waargenomen van bijna 1000 m<sup>3</sup>/s.



**Figuur 28** Afvoerpieken in de Grensmaas bij Borgharen tijdens zeer lage Maasafvoeren (<50 m<sup>3</sup>/s bij St. Pieter) (bron: RWS via waterinfo.nl).



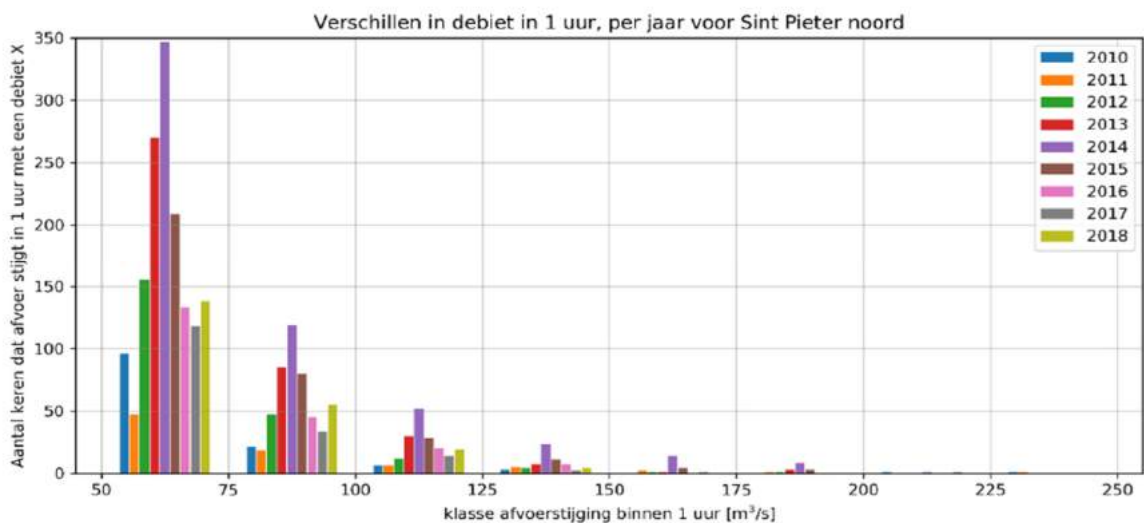
**Figuur 29** Afvoerpieken in de Grensmaas bij Borgharen gedurende een periode dat de gemiddelde afvoer bij St. Pieter de eerste 3 weken rond de 75 m<sup>3</sup>/s fluctueerde. Vanaf 1 december steeg de gemiddelde afvoer eerst naar 125 en later naar 250 m<sup>3</sup>/s (bron: RWS via waterinfo.nl).



**Figuur 30** Verloop van de hydropieken door de Grensmaas bij de afvoersituatie van figuur 20. Van boven naar beneden: Borgharen (Rkm 16), Elsloo (Rkm 29), Obbicht (Rkm 42) en Maaseik (Rkm 52) (bron: RWS via waterinfo.nl).

De afvoerpieken zorgen in de Grensmaas voor waterstandsfluctuaties. Fluctuaties van ca. 50 m<sup>3</sup>/s veroorzaken bij Borgharen peilschommelingen van ca. 0,50 tot 0,75 m en bij fluctuaties van 250 m<sup>3</sup>/s loopt dat op tot 1,50 m. Met de afvoerfluctuaties varieert ook de stroomsnelheid; zie daarvoor figuur 21 wat het effect op de stroomsnelheid is als de afvoer met 50, 100 of zelfs 250 m<sup>3</sup>/s toeneemt. In figuur 30 is ook zichtbaar gemaakt hoe de pieken langzaam afvlakken in de Grensmaas. De verbreding van de stroomgeul die door het Grensmaasproject is aangelegd, heeft hier grote invloed op. Wanneer de pieken van 15 en 16 november 2020 worden gevolgd (beide ca. 250 m<sup>3</sup>/s groot), dan zijn deze bij Borgharen ca. 1,75 m hoog. Bij Elsloo aangekomen is de hoogte afgenomen tot 1,15 m. In dit 13 km lange traject is een traject van ruim 10 km verbreed waar water is ingestroomd, wat de piek heeft verlaagd en iets verbreed. Bij Obbicht aangekomen zijn de pieken niet of nauwelijks lager geworden; in dit 13 km lange traject is slechts een beperkt traject van enkele kilometers verbreed. In de laatste 10 kilometer is weer een langer traject verbreed en het effect daarvan is goed zichtbaar aan de piekhoogte, die is afgenomen tot ca. 0,70 m. Met het afnemen van de piekerigheid wordt de afvoertoeename van 1 en 5 december, die het gevolg zijn van neerslag in de Ardennen, ook duidelijker zichtbaar. Stroomafwaarts in de Grensmaas zijn de hydro pieken dus minder extreem en komen de natuurlijke variaties beter tot hun recht.

In de watersysteemanalyse Maas (Reeze *et al.*, 2020) is een telling uitgevoerd van de afvoerfluctuaties die binnen 1 uur optreden (figuur 31). De meeste fluctuaties binnen 1 uur bevinden zich in de klasse tussen 50 en 75 m<sup>3</sup>/s. Een kleiner deel bevindt zich in de hogere klassen. Tussen de verschillende jaren zijn er flinke verschillen in het aantal pieken die niet meteen te verklaren zijn. Aspecten die meespelen zijn de afvoerdeling van de Maas. In jaren met langdurig lage afvoeren is het aantal schommelingen met een range >50 m<sup>3</sup>/s kleiner, maar ook de aanleg van de traploze turbine in de stuw van Lixhe in 2016 kan invloed hebben gehad. Na het inrichten van de traploze turbine lijkt het aantal hydro pieken afgenomen te zijn, maar het kan er ook toe geleid hebben dat de pieken tegenwoordig korter duren, waardoor ze in de analyse vaker niet worden getraceerd. Voordat de traploze turbine er was, werd bij de stuw van Lixhe bij lage afvoeren ook altijd water enige uren opgehouden om daarna één turbine enige uren te kunnen laten draaien. Dat gebeurt niet meer sinds de aanleg van de traploze turbine waardoor het karakter van de pieken na 2016 is veranderd. Deze verandering van het patroon kan verscheidene redenen hebben. Bijvoorbeeld dat bij laagwater (onder ca. 50 m<sup>3</sup>/s) de turbines worden uitgeschakeld, waardoor de afvoer meer constant is. Tevens is er contact geweest tussen Nederlandse en Waalse partijen (SPW) over het beheer van de WKC.



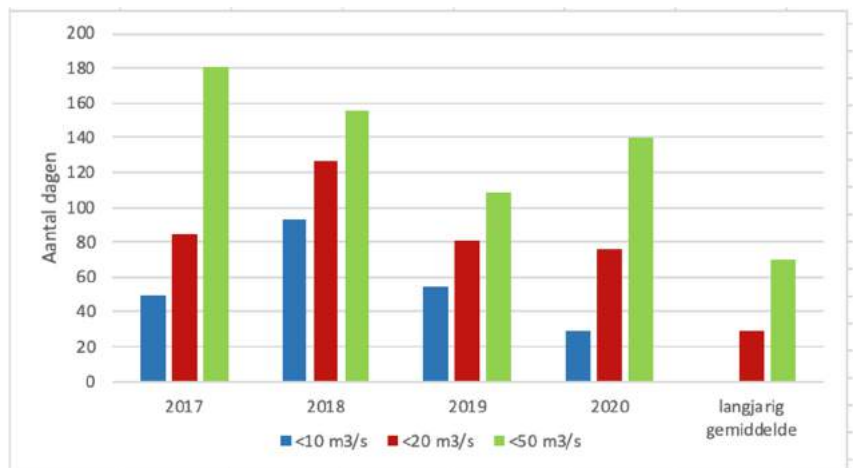
**Figuur 31** Aantal keren dat de afvoer stijgt met een bepaald debiet voor de jaren 2010 t/m 2018 op basis van het meetpunt St. Pieter (10 min. waarnemingen via waterinfo.nl) (Reeze *et al.*, 2020)

## Optreden lage afvoeren Grensmaas

De Grensmaas ontvangt niet al het Maaswater omdat een deel van het water dat Nederland binnenstroomt na Maastricht wordt afgeleid via het Julianakanaal en de Zuid-Willemsvaart. Eerder is in België ook al water naar het Albertkanaal afgeleid. De Grensmaas is daarom, als de Maasafvoer vanuit Wallonië afneemt, extra gevoelig voor lage afvoeren en dit is een van de redenen dat in het Maasafvoerovereenkomst wordt gestreefd om de afvoer in de Grensmaas niet onder de 10 m<sup>3</sup>/s te laten zakken. Zodra de afvoer in de ongedeelde Maas ter hoogte van Monsin onder de 130 m<sup>3</sup>/s zakt, wordt de watertoevoer naar de 3 kanalen stap voor stap afgebouwd zodat de Grensmaas zo mogelijk minimaal 10 m<sup>3</sup>/s behoudt.

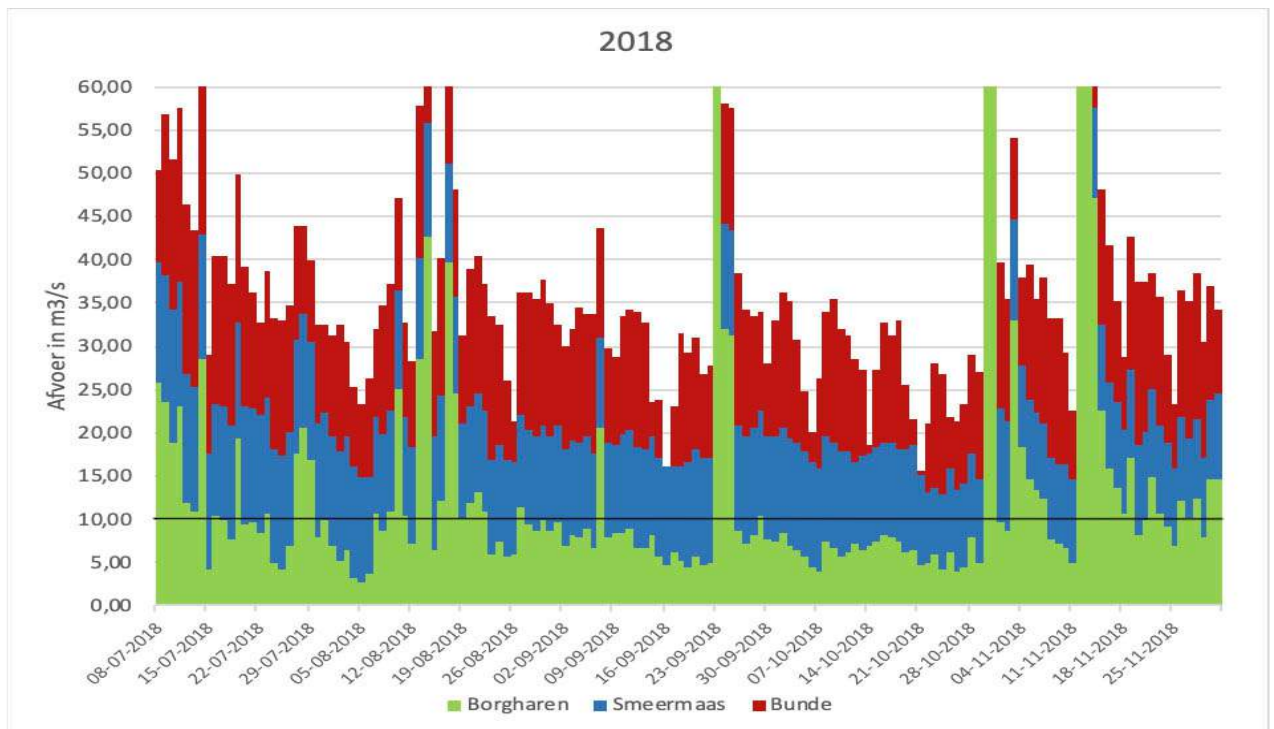
De realiteit is echter anders<sup>3</sup>. In figuur 32 is voor de afgelopen 4 jaar aangegeven hoe vaak de afvoer onder resp. 50, 20 en 10 m<sup>3</sup>/s is gezakt. Het gaat hier om jaren waarin er relatief lange perioden van laagwater optraden, waarbij de verdeling van het verdrag werd toegepast. Het aantal laagwaterdagen (< 50 m<sup>3</sup>/s in de Grensmaas) was dan ook hoog. Normaal zijn dat er jaarlijks ca. 70, maar in deze jaren varieerde het van ca. 100 tot 180. Van deze laagwaterdagen is de afvoer op de Grensmaas ook vaak onder de 10 m<sup>3</sup>/s gezakt, variërend van ca. 35 dagen in 2020 tot 85 dagen in 2018.

**Figuur 32** Frequentie van lage afvoeren in de Grensmaas in de jaren 2017 - 2020. Tevens is het langjarig gemiddelde aangegeven voor de periode 1941-2019.

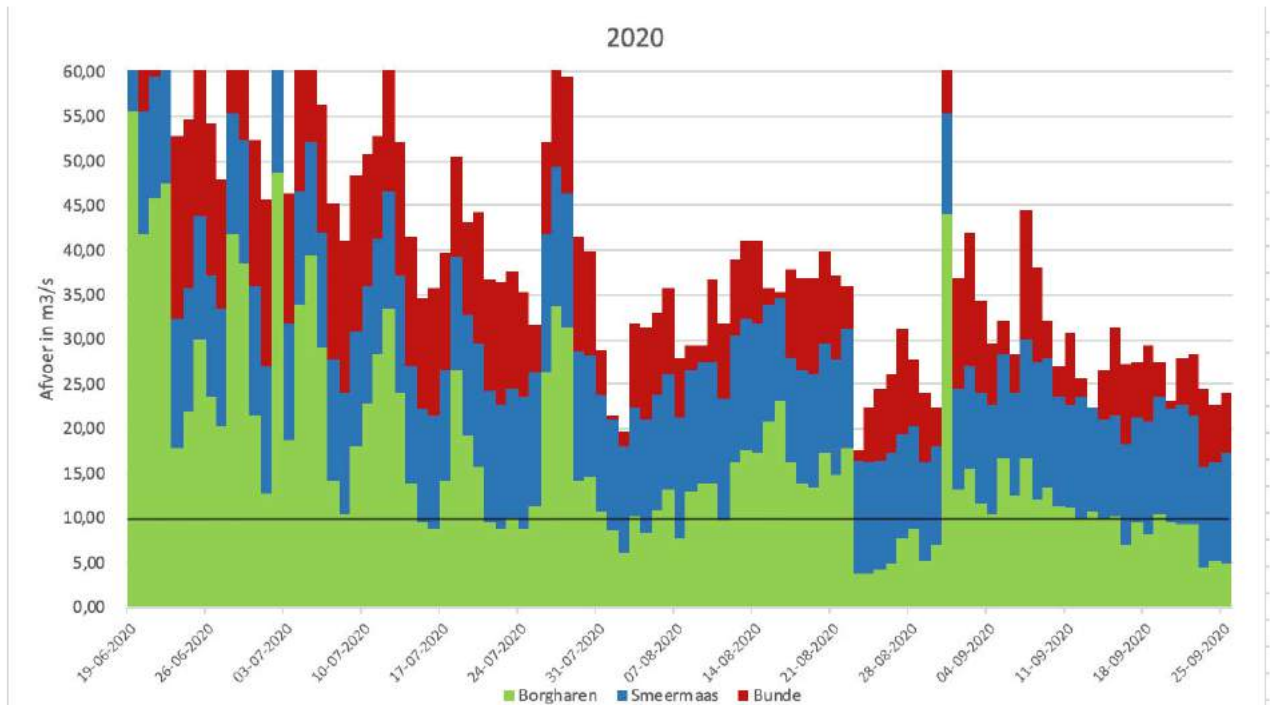


In figuur 33 en figuur 34 is voor enkele weken met een lage Maasafvoer in respectievelijk 2018 en 2020 het verloop van de afvoerverdeling over Grensmaas (afgeleide waarden), Zuid-Willemsvaart (meetstation Smeermaas) en Julianakanaal (meetstation Bunde) weergegeven. De afvoer voor de Grensmaas is verkregen door de meetgegevens van St. Pieter, het meetstation bovenstrooms van het verdelingspunt, te verminderen met de waarden van Smeermaas en Bunde. Tijdens perioden waarin de Maasafvoer bij St. Pieter zover daalt dat de afvoer naar de Grensmaas onder de 10 m<sup>3</sup>/s dreigt te zakken, wordt de afvoer naar de beide kanalen teruggedroefd. In de figuren is dat vooral zichtbaar aan de afvoer van het Julianakanaal, die in sommige dagen sterk terugloopt. Dat is echter niet voldoende om de Grensmaas met 10 m<sup>3</sup>/s te voeden.

<sup>3</sup> De afvoer bij Borgharen wordt niet direct gemeten, maar bepaald aan de hand van de ter plaatse (wel gemeten) waterstanden dmv de Q-H-relatie. Bij lage afvoeren is dit niet betrouwbaar, maar in die situatie is er een alternatief voorhanden door van de daggemiddelde afvoeren van St Pieter de daggemiddelde afvoeren af te trekken van de meetstations Smeermaas en Bunde. Deze twee geven de afvoer weer die respectievelijk via de Zuid Willemsvaart en het Julianakanaal wordt afgevoerd. De enige waarde die dan ontbreekt is de afvoer van de Jeker die tussen St Pieter en de andere stations in de Maas uitmondt. Dit gaat echter om een zeer bescheiden afvoer gedurende perioden dat de Maasafvoer ook laag is.

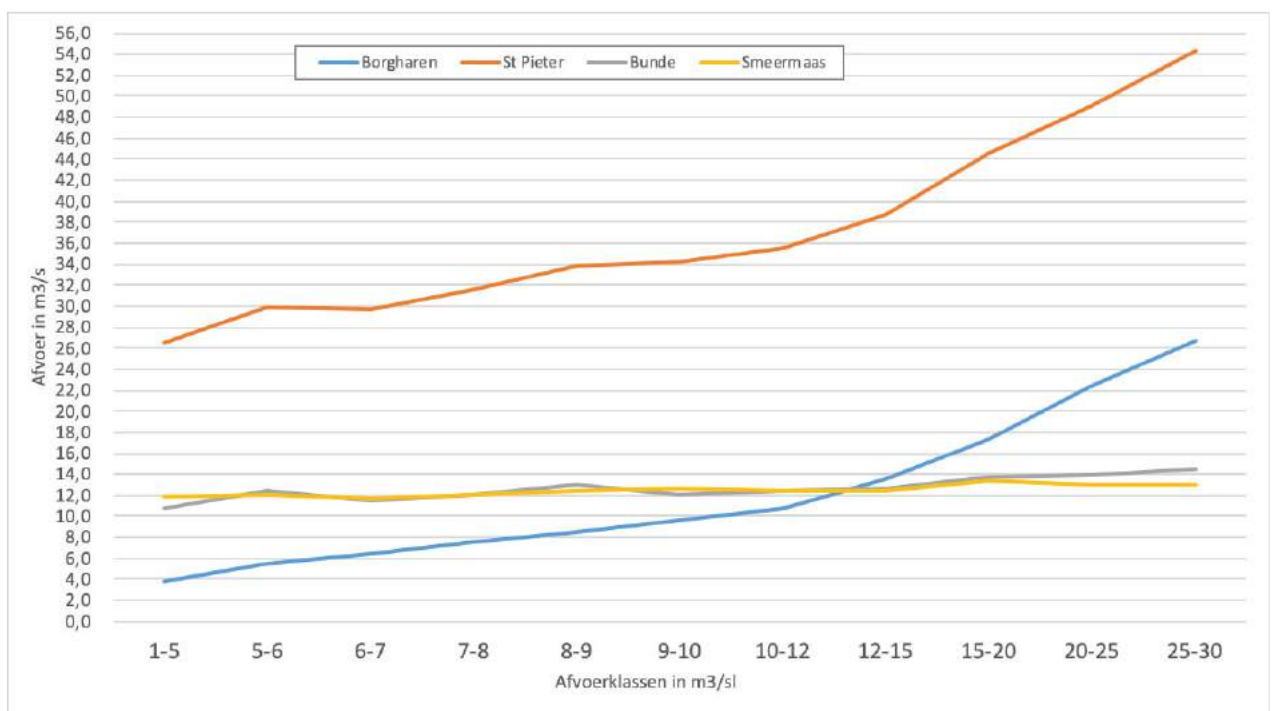


**Figuur 33** Verloop van de laagwaterperiode in de zomer en het najaar van 2018, waarbij de afvoer in de Grensmaas op ca. 80 dagen onder de 10 m<sup>3</sup>/s zakte (aangegeven met een zwarte lijn). De meetstations staan voor Grensmaas (Borgharen, afgeleide waarden), Zuid-Willemsvaart (Smeermaas) en Julianakanaal (Bunde).



**Figuur 34** Ook in de zomer van 2020 daalde de afvoer tijdens een korte periode met lage afvoeren meer dan 30 dagen tot onder de 10 m<sup>3</sup>/s. De meetstations staan voor Grensmaas (Borgharen, afgeleide waarden), Zuid-Willemsvaart (Smeermaas) en Julianakanaal (Bunde).

In figuur 35 is voor alle dagen dat de afvoer bij St. Pieter lager was dan 55 m<sup>3</sup>/s uiteengezet wat de afvoer naar de 2 kanalen en de Grensmaas daggemiddeld was. Hierbij is de afvoer van de Grensmaas verdeeld in 10 klassen. Naarmate de afvoer bij St. Pieter afneemt, neemt de afvoer bij alle meetstations af, maar bij de Grensmaas het sterkst (afgeleide waarden). Bij een afvoer van 50 m<sup>3</sup>/s gaat er gemiddeld nog 22 m<sup>3</sup>/s naar de Grensmaas en 14 m<sup>3</sup>/s naar de beide kanalen (Smeermaas is de Zuid-Willemsvaart en Bunde het Juliana-kanaal). Bij afvoer bij St. Pieter van 35 m<sup>3</sup>/s is de Grensmaas naar 10 m<sup>3</sup>/s en naar de kanalen naar ca. 12,5 m<sup>3</sup>/s. Onder die afvoer zou de Grensmaas 10 m<sup>3</sup>/s moeten blijven ontvangen, maar de realiteit is dat de afvoer naar de Grensmaas tijdens dagen met een lagere aanvoer vanuit de Maas zelf verder daalt tot gemiddeld ca. 4 m<sup>3</sup>/s op de dagen dat de afvoer bij St Pieter ca 25 m<sup>3</sup>/s bedraagt. De afvoer naar het Julianakanaal is bij die lage afvoer ook iets gezakt, naar ca. 10,5 m<sup>3</sup>/s, maar de afvoer naar de Zuid-Willemsvaart daalt nauwelijks in dit allerlaagste afvoerbereik.



**Figuur 35** Gemeten gemiddelde waterverdeling per dag bij lage afvoeren in de Bovenmaas (St. Pieter < 55 m<sup>3</sup>/s) tijdens laagwaterperioden in de jaren 2017 t/m 2020) (n=450).

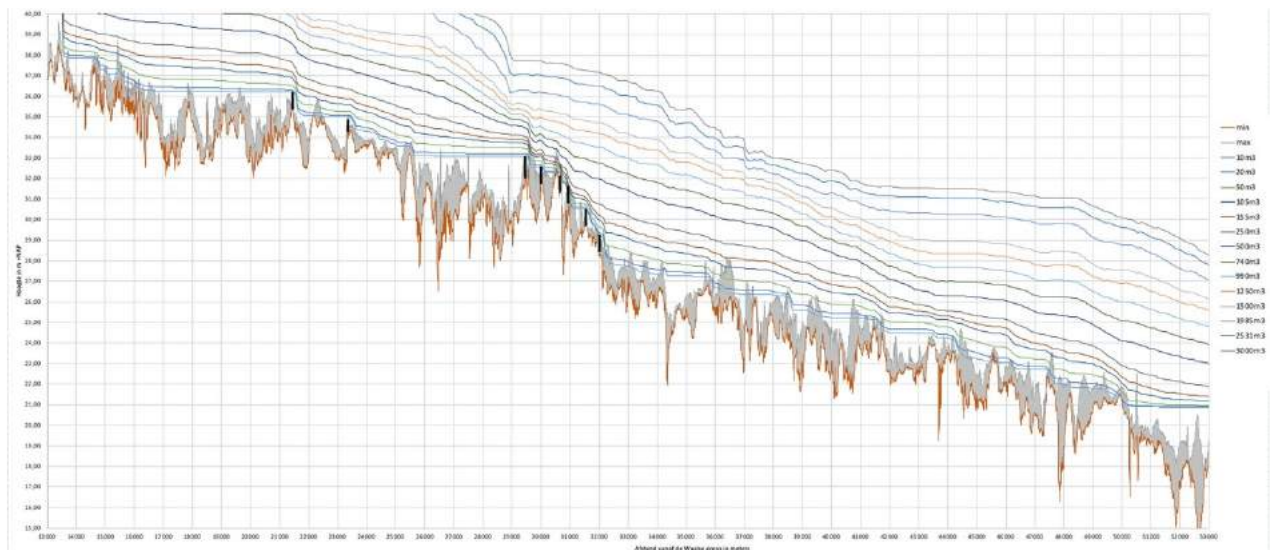
### Bodemsubstraat Grensmaas

De Grensmaasbodem bestaat geheel uit grind. Over het algemeen is dit grof grind met een minimale diameter van meer dan 5 cm. Fijner grind ontbreekt omdat het in de afgelopen 150 jaar, sinds de oevers van de rivier zijn vastgelegd, allemaal is weggespoeld. De grove fractie bleef daarbij achter en vormde gaandeweg een steeds massievere afpleisterlaag. Ondertussen werd ervan bovenstrooms niet of nauwelijks vers grind aangevoerd en zijn de oevers van de Maas vrijwel nergens eroderend en is van daaruit ook geen vers grind beschikbaar. Het oorspronkelijke idee van het Grensmaasproject was dat door het verbreden van de stroomgeul er weer een ruime sortering aan grindfracties beschikbaar zou komen in de verbrede zone naast het oorspronkelijke zomerbed. Die sortering ligt er wel, maar omdat de stroomsnelheden in de verbrede gedeelten laag zijn, komt dit grind niet in beweging en op een aantal plaatsen raakt het zelfs weer bedekt met fijnere sedimenten.

Er zijn echter wel enkele uitzonderingen blijkt uit luchtfoto-analyses. Zo zijn er in de afgelopen 5 jaar nieuwe verse grindbanken ontstaan op de overgangen van de smalle naar de brede gedeelten, zoals net voor Borgharen, voor Geulle aan de Maas, bij het voormalige eiland Elba en ter hoogte van de Koeweide. Met name op die laatste plaats liggen inmiddels grindbanken van vele 1000-den m<sup>2</sup> groot. Tot nu toe worden deze grindbanken vooral hoger, maar de verwachting is dat ze te zijner tijd ook zullen opbreken, waarna een deel van het materiaal zich verder verplaatst. Een andere locatie waar veel fijn grind in beweging is gekomen, mede dankzij een ongewenst bochtafsnijding, is ter hoogte van Meers. Dit heeft een brede vlakte opgeleverd met een vlechtend patroon van geultjes over een divers grindig substraat. Het gaat bij deze laatste locatie ook nog om het meest dynamische deel van de Grensmaas met relatief hoge stroomsnelheden, ook bij lage afvoeren, met mogelijke goede kansen voor stroomminnende soorten.

### Waterdiepte Grensmaas

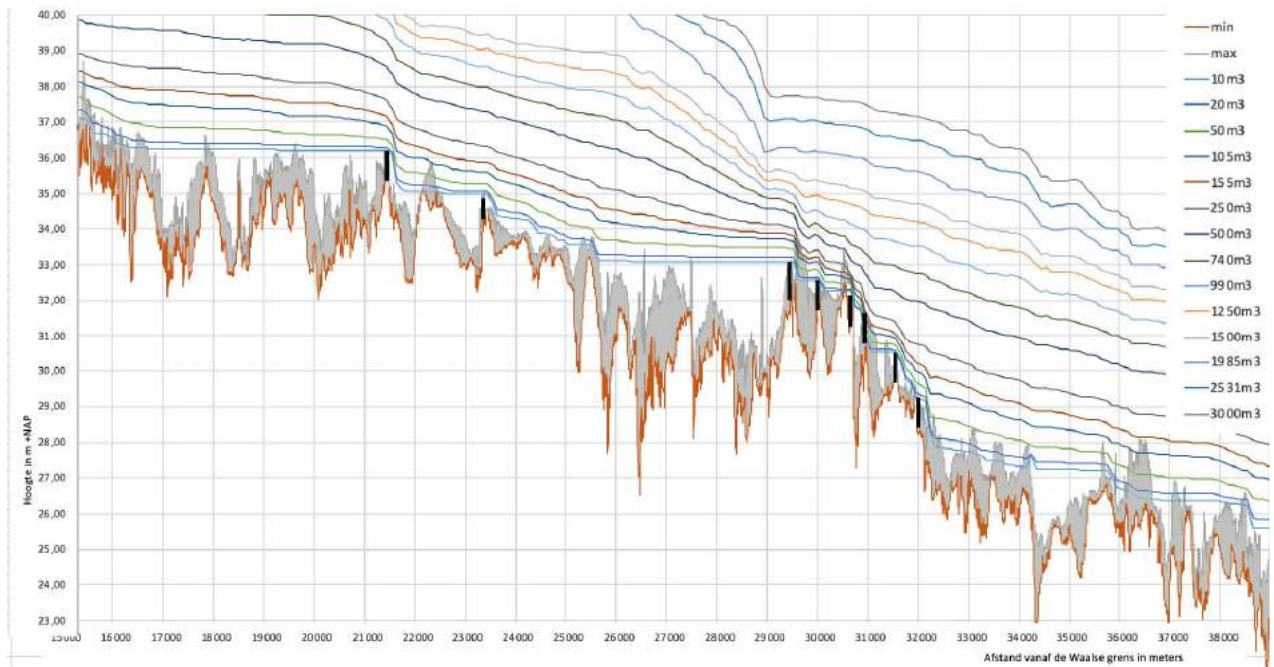
Als gevolg van de sterke insnijding van de Grensmaas na de normalisatie aan het eind van de 19<sup>e</sup> eeuw is de bodem van de rivier sterk ingesleten. Vanaf 1920 tot 1960 heeft er ook nog aanzienlijke grindwinning in het zomerbed plaatsgevonden en dat heeft ertoe geleid dat de bodem vele meters (lokaal zelfs 6 m) lager ligt dan ongeveer een eeuw geleden. De insnijding is niet gelijkmatig verlopen en dat heeft ertoe geleid dat de bodem van de Grensmaas een zeer onregelmatige verhanglijn heeft (zie figuur 36). De onregelmatigheden leiden ertoe dat er relatief hoge ruggen, afgewisseld met diepe poelen, liggen in het hele traject van de rivier. De situatie zoals afgebeeld is gebaseerd op een meting van 2018. Wanneer deze meting naast eerdere metingen worden gelegd (uit 1984 en 1995) dan zijn er wel verschillen, die soms oplopen tot ca. 50 cm meer of minder, maar het patroon van ruggen en poelen is nauwelijks veranderd. De grootschalige bodemligging is dus vrijwel gefixeerd.



**Figuur 36** Verhanglijn van de Grensmaas (d.d. 2018), van de bodem en de waterstanden bij verschillende afvoeren. De bodemhoogte is weergegeven door het grijze vlak. Deze geeft de minimale en maximale diepte weer van een vlak van 40 m breed dat langs de as van de rivier is gelegd.

In figuur 37 is ingezoomd op het gedeelte van het lengteprofiel waar de drempels liggen. Deze zijn aangelegd als mitigerende maatregel om de gemiddelde waterstanden voldoende op te sturen om verdroging in het achterland te voorkomen. In de figuur is goed zichtbaar dat de waterstand tot afvoeren boven de 250 m<sup>3</sup>/s wordt opgestuwd en dat pas bij hoge afvoeren weer sprake is van een gelijkmatig waterspiegelverhang. De figuur laat ook duidelijk zien dat met name de 1<sup>ste</sup> en 3<sup>de</sup> drempel vanaf bovenstrooms een grote

impact heeft op de waterstanden. Bij lage en mediane afvoeren is de waterlijn tot meer dan 4 km stroomopwaarts opgestuwd, wat dan leidt tot grotere waterdiepte en een (sterke) vermindering van de stroomsnelheid. De andere drempels hebben veel minder invloed en stuwen het water maar in een beperkt traject op. Wat verder opvalt is dat ook de twee drempels die veel invloed hebben in een traject liggen waar in de bodem sowieso al een hoge rug aanwezig was. Zonder de drempels zou er dus ook al sprake zijn geweest van een traject met een grotere waterdiepte en minder hoge stroomsnelheden. Dit effect zou zonder de drempels dan echter al eerder bij een toenemende afvoer zijn opgeheven.



**Figuur 37** Verhanglijn van de Grensmaas (d.d. 2018), van de bodem en de waterstanden bij verschillende afvoeren in het gedeelte waar de drempels liggen (aangegeven met zwarte blokjes). Voor de verklaring van het grijze vlak zie vorige figuur.

### → Conclusies ten aanzien van de situatie in de Grensmaas en de gevolgen voor het stromend habitat

Uit de analyse van de situatie in de Grensmaas blijkt:

- Het substraat in die delen van de Grensmaas die permanent stromend zijn, is zeer grof en niet mobil. De rivierbodem is a.h.w. gefixeerd;
- Vers grind vanuit de verbrede stroomgeul komt niet in beweging omdat de stroomsnelheden daar te gering zijn en vers grind vanuit oevers komt niet beschikbaar omdat de meeste oevers waar dit mogelijk is, vastgelegd zijn met breuksteen;
- Bij zeer lage Maasafvoeren ontvangt de Grensmaas vaak niet de in het Maasverdrag vastgelegde minimale afvoer van 10 m<sup>3</sup>/s. In de afgelopen droge jaren liep dat soms op tot 85 dagen van het zomerhalfjaar. Tijdens langdurig perioden van lage afvoer loopt de aanvoer vaak zelfs terug tot 5 m<sup>3</sup>/s. Bij dergelijke afvoeren vallen grote delen van de grindige bodem van de rivier droog. Ook treedt er poelvorming op in de vlakke bodem van de recent verbrede stroomgeul, waarvan het water snel op kan warmen met zuurstofloosheid tot gevolg;
- De Maas heeft vrijwel altijd te maken met zogenaamde hydropieken, plotselinge afvoerpieken die vanuit het bovenstroomse gestuwde gedeelte worden doorgegeven aan het vrij afstromende traject. Deze pieken zorgen gedurende perioden met een lage gemiddelde afvoer nog altijd voor peilfluctuaties tot 0,50 m, bij mediane tot nog hogere afvoeren lopen deze peilschommelingen op tot



1,5 m of meer. Deze peilschommelingen vertalen zich in een groot oppervlak van de verbrede stroomgeulverbreding dat korte tijd overstroomt en dan weer droogvalt. Ook zorgen de afvoerfluctuaties voor grote schommelingen in de stroomsnelheden;

- De drempels in de Maas hebben de al grote verschillen in waterdiepte nog verder versterkt. Met name de eerste drempel bij Geulle aan de Maas en de eerste drempel bij Meers hebben een grote invloed op de waterdiepte bij lage afvoeren. Deze twee drempels stuwen tezamen het water in 25% van het hele Grensmaastraject op. De effecten van de andere drempels zijn veel beperkter.

### 3.3 UITGEVOERDE MAATREGELEN EN EFFECTEN

In de afgelopen jaren zijn er diverse maatregelen genomen ter verbetering van de ecologische kwaliteit in rivieren (tabel 12). Het gaat hierbij om de realisatie van natuurvriendelijke oevers (NVO's), nevengeulen, stroomgeulverbreding (m.n. Grensmaas), toevoegen van rivierhout en het herstel van beekmondingen. In deze paragraaf wordt in beeld gebracht in hoeverre deze maatregelen hebben bijgedragen aan de realisatie van geschikt stromend habitat. Daarnaast wordt op basis van gerapporteerde monitoringresultaten vastgesteld wat het effect is (geweest) op de ecologie. Hierbij wordt een relatie gelegd met de habitateisen van relevante soorten.

**Tabel 12** Uitgevoerde inrichtingsmaatregelen en projectmonitoring m.b.t. stromend habitat in de Maas, Rijntakken en Overijsselse Vecht.

Maatregel	Projectmonitoring	Literatuur
Maas		
Aanleg nevengeulen (éénzijdig en tweezijdig aange-takt, geïsoleerde geulen en kwelgeulen)*	Vis, water- en oeverplanten	Pollux <i>et al.</i> , 2016; Kurstjens <i>et al.</i> , 2018
Stroomgeulverbreding Grensmaas	Waterplanten, macrofauna, vis	Liefveld <i>et al.</i> , 2017; Kurstjens & van Looy 2020
Aanleg stuwpasserende nevengeul Roermond	-	-
Aanleg vispassages	- *	-
Aanleg natuurlijke oevers	Waterplanten, macrofauna, vis	Buijse <i>et al.</i> , 2019
Inbrengen rivierhout Bedijkte Maas, Beneden Maas	Macrofauna, vis	Klink, 2016; Liefveld, <i>et al.</i> , 2017
Optimaliseren beekmondingen Zandmaas	-	-
Rijntakken		
Aanleg nevengeulen Waal en IJssel	Waterplanten, macrofauna, vis	Grift, 2001; Schoor <i>et al.</i> , 2012; Dorenbosch <i>et al.</i> , 2011; Peters & Kurstjens, 2009; Stoffers <i>et al.</i> , 2020
Aanleg langsdammen Wamel Dreumel	Macrofauna, vis	van Winden <i>et al.</i> , 2020; Dorenbosch <i>et al.</i> , 2018
Aanleg vispassages Nederrijn	- **	Winter, 2010
Aanleg natuurlijke oevers IJssel	-	Baar <i>et al.</i> , 2014
Inbrengen rivierhout Nederrijn-Lek en IJssel	Macrofauna, vis	Klink, 2016; Liefveld <i>et al.</i> , 2017
Overijsselse Vecht		
Aanleg stuwpasserende nevengeul Junne	Macrofauna, vis	Verdonschot & Verdonschot, 2017 Kamman & Weijman, 2019
Aanleg natuurlijke oevers	Waterplanten, macrofauna, vis	Verdonschot & Verdonschot, 2017

\* Zie voor een overzicht Reeze *et al.*, 2020.

\*\* Geen projectmonitoring gericht op geschiktheid als stromend habitat, wel op vispasseerbaarheid

### Geulen

Langs de Maas zijn diverse geulen aangelegd, dit betreft éénzijdig en tweezijdig aangetakte geulen, geïsoleerde geulen en kwelgeulen (tabel 13). Door de aanleg van circa 30 km aan geulen is de lengte van de Maas met maar liefst 15% vergroot (Reeze *et al.*, 2020). Kenmerkend voor deze geulen is dat deze vrij van scheepvaart en ondieper dan de hoofdstroom zijn. De variaties in stroming en diepte zorgen voor habitat-heterogeniteit, waarmee kansen worden gecreëerd voor waterplanten, vis en macrofauna.

Een voorbeeld is Raaijweide, een éénzijdig aangetakte hoogwatergeul in de Zandmaas. Hoewel er wel enkele reofiele vissoorten zijn aangetroffen, hebben de aanwezige habitats slechts een beperkte positieve invloed op reofiele soorten. Daarentegen bieden de aanwezige waterplanten en lage stroomsnelheden wel mogelijkheden voor limnofiele soorten, zoals bittervoorn, ruisvoorn en vetje (Pollux *et al.*, 2016).

In de éénzijdig aangetakte geul bij Keent langs de Maas zijn alleen in de omgeving van de benedenstroomse aantakking die in open verbinding staat met de Maas reofiele vissoorten aangetroffen (alver en winde). Alver de meest kritische soort ten aanzien van stroming en die is alleen in de opening naar de Maas aangetroffen (Kurstjens *et al.*, 2018). Dit duidt op de beperkte aanwezigheid van stromend habitat ter plekke in deze geul. De aangetroffen soorten waterplanten zijn niet karakteristiek voor stromend water. Macrofauna is niet onderzocht.

Het overlaatkanaal van Bosscherveld naast stuw Borgharen (zie paragraaf 2.2.1) is een van de MWTL monitoring trajecten van de Grensmaas. Door de relatief hoge abundantie aan reofiele soorten draagt het in belangrijke mate bij aan de EKR-score van de Grensmaas.

In de Rijktakken zijn drie nevengeulen in de Gamerensche Waard, aangelegd van 1995-1999, geëvalueerd in de periode 1996-2002 (Jans, 2004). Bij lage rivierafvoeren heeft de scheepvaart een grote invloed op de stroomsnelheid in de geulen, tot aan omdraaiing van de stroomrichting toe. In de Grote geul zijn in 2002 enkele kleine veldjes met waterplanten aangetroffen (aarvederkruid en sedefonteinkruid). Van de 46 macrofaunadoelsoorten zijn 3 soorten in de nevengeulen van de Gamerensche Waard aangetroffen. De afwezigheid van de andere doelsoorten kan voor een groot deel toegeschreven worden aan het ontbreken van enkele specifieke habitats (grind, dood hout, waterplanten). Van de bodemlevende muggen zijn de meeste soorten wel teruggekeerd. In de nevengeulen van de Gamerensche Waard zijn diverse stroomminnende vissoorten aangetroffen, waaronder vijf doelsoorten (barbeel, kopvoorn, sneep, winde en rivierprik).

In de nevengeul van de Vreugderijkerwaard bij Zwolle langs de IJssel hebben zich waterplantenvegetaties die passen bij traag stromende rivieren gevestigd. De stromende nevengeul van Gameren is lange tijd zonder waterplanten geweest. De nevengeul van de Bakenhof en de hoogwatergeul van de Klompenwaard (valt droog in zomermaanden) laten geen wezenlijke waterplantenontwikkeling zien. Waarschijnlijk zijn de peilschommelingen in het groeiseizoen de voornaamste oorzaak voor het ontbreken van waterplanten (Peters & Kurstjens, 2009).

Van de gemonitorde nevengeulen langs de Rijntakken en de IJssel was in Gameren en Vreugderijkerwaard het grootste deel van de vissen in de nevengeul reofiel. Beide geulen stromen het hele jaar mee met de hoofdstroom, met vrij constante stroomsnelheden. In de Bakenhof en de Klompenwaard bestond de vispopulatie voornamelijk uit eurytope vis. De Bakenhof staat weliswaar altijd in verbinding met de hoofdgeul,

maar door stuwning van de Nederrijn staat het water vaak stil. De Klompenwaard staat slechts twee maanden per jaar in verbinding met de hoofdgeul (Schoor *et al.*, 2012).

Het aantal soorten macrofauna in de nevengeulen is steeds hoger dan in nabijgelegen kribvakken. Bovendien komen in de nevengeul meer soorten voor die gebonden zijn aan een specifieke leefomgeving en soorten die gevoelig zijn voor de waterkwaliteit (de kenmerkende en positief dominante soorten). Bepaalde families aan soorten, die variatie in stroming en sediment nodig hebben (kevers, haften, wantsen en kokerjuffers), worden nagenoeg alleen in de nevengeulen aangetroffen. Het waren er echter niet veel. Van Gameren waren gegevens beschikbaar van vlak na de aanleg en van een decennium later. Hieruit bleek de positieve ontwikkeling meteen na aantakking, en een verdere verbetering na tien jaar (Schoor *et al.*, 2012).

Meestromende nevengeulen en aangetakte strangen kenmerken zich door de aanwezigheid van de hoogste dichtheden aan juveniele reofiele vis. Voor enkele van de nieuwe habitats kan op basis van dichtheden voor sommige soorten, b.v. winde, gesproken worden van een duidelijke kraamkamerfunctie gedurende de zomerperiode (Grift, 2001; Dorenbosch *et al.*, 2011). Stoffers *et al.* (2020) vonden hogere gemiddelde dichtheden reofiele vissoorten in meestromende nevengeulen dan in aangetakte strangen, de aangetroffen verschillen waren echter niet statistisch significant.

De aanwezigheid van stromend habitat in aangelegde geulen varieert en is afhankelijk van de inrichting. In tweezijdig aangetakte geulen is het meeste stromend habitat aanwezig dat is ook terug te zien in het voorkomen van reofiele vissoorten. Voor macrofauna is dit beeld onduidelijker, al worden soms wel meer doelsoorten aangetroffen, maar het is niet duidelijk of het hierbij specifiek om reofiele soorten gaat. Voor waterplanten is, met uitzondering van de Vreugderijkerwaard waar deze wel aanwezig zijn, het beeld een stuk onduidelijk door de summier data hierover. Bij éénzijdig aangetakte geulen is slechts beperkt stromend habitat aanwezig rond de openingen naar de rivier, waar reofiele vissoorten gevangen worden. Deze 'stroming' wordt veroorzaakt door scheepvaartpassages. Voor macrofauna en waterplanten ontbreken gegevens hierover. In geïsoleerde geulen en kwelgeulen is geen stromend habitat aanwezig.

Tabel 13 Overzicht van gerealiseerde en geplande geulen langs de Maas (bron: Reeze et al., 2020).

Waterlichaam	rkm	Naam	Type	Lengte	Oplevering
Bovenmaas	11.5	Kleine weerd	2-zijdig aangetakt	0,4 km	2015
Grensmaas	32-33	geul Meers	grindgeul Julianaplas	1,5 km	2017
	34-35	geul Maasband	grindgeul	2,0 km	2022
	49-50	geul Visserweert	grindgeul	2,0 km	2018
Zandmaas	80-82	Stadsweide Roermond	stuwpasserende nevengeul	2,2 km	2015
	91.5	Rijkse bemden	kwelgeulen	0,4 km	2017
	108-109	hoogwatergeul Raaijweide	benedenstrooms aangetakt	0,5 km	2012
	115-117	hoogwatergeul Lomm	benedenstrooms aangetakt	1,5 km	2022
	123.5	Roobeek, Arcen	kwelgeulen	0,4 km	2015
	124-125	hoogwatergeul Ooijen	benedenstrooms aangetakt	1,5 km	2020
	130-132	geulen Wansum	kwelgeulen	2,0 km	2020
	134	geul Well	benedenstrooms aangetakt	0,5 km	2015
	136-138	geul Aijen	geulencomplex	2,0 km	2022
	158-159	Gebrande kamp	kwelgeulen	0,5 km	2017
Bedijkte Maas	177-179	oude maasarm Keent	benedenstrooms aangetakt	4,0 km	2014
	178-179	oevergeul Keent	benedenstrooms aangetakt	1,5 km	2014
	183	geul Middelwaard	benedenstrooms aangetakt	0,3 km	2000
	185-186	Batenburg	benedenstrooms aangetakt	1,0 km	2013
	193	geul Maasbommel	geïsoleerd	1,0 km	2016
	197-2000	Hemelrijkse waard	2-zijdig aangetakt	4,0 km	2015
Beneden Maas	218-219	Empelse waard	geïsoleerd met drempel	1,0 km	2015

Bij Junne langs de Overijsselse Vecht ligt een stuwpasserende nevengeul. In 2018 is hier een visstandbemonstering uitgevoerd (Kamman & Weijman, 2019). De EKR-scores hiervan zijn vergeleken met EKR-scores uit de Overijsselse Vecht uit 2012. Hieruit bleek dat de nevengeul aanzienlijk beter scoorde dan de rivier, resp. 0,57 ('goed') versus 0,3 ('ontoereikend'). In de nevengeul zijn meer reofiele en migrerende soorten aangetroffen, tevens was de relatieve abundantie van reofielen hoger dan in de Overijsselse Vecht.

Door Verdonschot & Verdonschot (2017) is de nulsituatie vastgelegd voor het evalueren van toekomstige maatregelen in de Overijsselse Vecht. Hierbij is ook de macrofauna in de nevengeulen van Vilsteren en Junne onderzocht. In de goed ontwikkelde nevengeul van Junne zijn zowel op de houtpakketten als op de andere bemonsterde locaties in de geul, veel meer stromingsminnende taxa aangetroffen dan in de nevengeul van de vrijwel stilstaande geul bij Vilsteren. Enkele indicatieve taxa werden alleen in de nevengeul bij Junne gevonden, waaronder eendagsvliegen (*Heptagenia flava* en *Ephemera vulgata*). De auteurs concluderen dat voldoende stroming, substraatvariatie, de aanwezigheid van bos langs en hout in de rivier de belangrijkste factoren zijn voor een goede ecologische kwaliteit van langzaam stromende riviertjes.

#### Stroomgeulverbreding Grensmaas

In het kader van Maas in Beeld (Kurstjens & Van Looy, 2020) is een beschrijving gegeven van de huidige toestand van de Grensmaas voor waterplanten, macrofauna en vis. De analyse is gebaseerd op data uit bestaande meetnetten. Voor waterplanten is daarnaast gebruik gemaakt van een habitatkartering van kwalificerende habitats voor N2000 uit 2015 (Inberg et al., 2017). Verder is een beperkt aanvullend veldonderzoek uitgevoerd naar vis en macrofauna (2016), waarbij specifiek snelstromende plekken zijn opgezocht tussen Borgharen en Maasband. Deze plekken zijn vaak moeilijk te bemonsteren en vallen niet onder de

MWTL-monitoring (met uitzondering van het overlaatkanaal van Bosscherveld), maar kunnen kenmerkende soorten herbergen die in reguliere meetnetten onderbelicht blijven (Liefveld *et al.*, 2017a).

- Waterplanten komen in hoge bedekkingen voor, als de hydrologische omstandigheden maar gunstig zijn d.w.z. niet te grote waterstandsfluctuaties aan het begin van het groeiseizoen. Dit varieert sterk van jaar tot jaar. Zo ontbraken waterplanten vrijwel geheel in 2016 door een juni-hoogwater;
- Het habitattype beken en rivieren met waterplanten (H3260B) komt uitbundig voor in hydrologisch gunstige jaren. Het betreft vooral rivierfonteinkruid. Vlottende waterranonkel neemt niet toe en handhaaft zich alleen op enkele snelstromende plekken;
- Er is weinig ontwikkeling in de macrofaunagemeenschap in de Grensmaas. Wel zijn bij de gerichte habitatbemonsteringen op kansrijke locaties meer kenmerkende soorten gevonden, dan bij de standaard MWTL-bemonsteringen (alleen najaar). Alle kenmerkende soortgroepen zijn echter zwaar ondervertegenwoordigd, mogelijk door de combinatie van te lage stroomsnelheid en sliblast;
- De visgemeenschap wordt gedomineerd door exoten en eurytope (algemene) soorten. Van de reofiele soorten doet vooral kopvoorn het goed;
- Op de meest snelstromende locaties (o.a. afstroom van drempels) zijn vooral barbeel en elrits aangetroffen. Deze soorten hebben snelstromend water nodig, wat verklaart waarom deze soorten nog relatief schaars zijn in de Grensmaas;
- Rivierdonderpad is inmiddels weggedrukt door Pontokaspische grondels die concurrentiekrachtiger zijn;
- Rivierprik blijft een grote onbekende in de Grensmaas. Met speciale technieken (of e-DNA) zou goed onderzocht moeten worden of de soort hier voorkomt en/of opgroeit.

De kenmerkende morfodynamiek en stroming van de Grensmaas zijn op een aantal plekken zichtbaar. Voorbeelden zijn de (voormalige) monding van het overlaatkanaaltje bij Bosscherveld of de (voormalige) overloop naar de Julianaplas bij Meers, enkele eilanden (o.a. bij Geulle en Meers) of de Geulmonding. Dit zijn ook plaatsen waar grindbanken ontstaan die bijvoorbeeld geschikt kunnen zijn voor paai van reofiele vissoorten en de groei van vlottende waterranonkel.

Doordat het proces van beddinginsnijding dankzij het Grensmaasproject tot stilstand is gebracht, komen lokaal morfologisch processen weer op gang. Jaarlijkse metingen van de bodemligging laten dit zien.

### Vispassages

In de Maas zijn alle stuwen voorzien van een vispassage. In al deze vispassages is op beperkte schaal stromend habitat met stenen substraat aanwezig. De monitoring van de vistrappen heeft zich vooral gericht op de passeerbaarheid voor vis en niet op het functioneren van het stromend habitat. Op basis van de aangetroffen vissoorten tijdens monitoring is wel te concluderen dat ter plaatse stromend habitat aanwezig is. Van de vispassages in de Nederrijn-Lek wordt tevens opgemerkt dat ze geschikt zijn voor slecht zwemmende en bodem-georiënteerde soorten als rivierdonderpad en marm grondel en kreeftachtigen, met name de zeer talrijk aangetroffen wolhandkrab maar ook Amerikaanse rivierkreeft en steurgarnalen (Winter, 2010). Dit zou erop kunnen duiden dat ze eventueel ook geschikt habitat bieden voor kleinere macrofauna soorten. Hierover zijn echter geen data beschikbaar.

### Natuurvriendelijke oevers

Ter bevordering van de ecologische toestand van de Maas is in de jaren 90 is gestart met de aanleg van natuurvriendelijke oevers in de vorm van geëxponeerde natuurlijke oevers en meer beschutte natuurvriendelijke oevers met een onderwaterdam. In de Boven Maas betreft het 4,5 km, in de Grensmaas 10 km, in de Zandmaas 40,2 km en in de Bedijkte Maas 26,9 km. Door het ontstienen treedt erosie op van de oevers waardoor in plaats van stortsteen de onderliggende substraten weer ter beschikking komen voor planten en dieren. Vanaf 2008 zijn gedurende 10 jaar de morfologische en ecologische ontwikkelingen gemonitord van 28 natuurvriendelijke oevers (NVO's) langs de Maas (Buijse *et al.*, 2019).

Geconcludeerd wordt dat deze oevers de habitatdiversiteit van de Maas vergroten en dat de visgemeenschap hier positief en snel op reageert. De geëxponeerde natuurlijke oevers bevorderen de dichtheid van de reofiele soorten kopvoorn, sneep en serpeling en de beschutte oevers voor winde en alver. Soorten die juist profiteren van kunstmatige stortstenen oevers, zoals de rivierdonderpad en invasieve exoten, zoals Pontokaspische grondels zijn minder aangetroffen bij NVO's. De samenstelling van de macrofauna wordt sterk gestuurd door de aanwezigheid van stroming, maar deze is heel gering en homogeen in de Maas. Er is nauwelijks onderscheid op basis van stromingspreferentie tussen de onderzochte locaties. Macrofauna blijkt vooral afhankelijk van het type bodemsubstraat. Hoe meer variatie en hoe meer natuurlijk substraat hoe beter. Omdat vrij eroderende oevers zich gevarieerd kunnen ontwikkelen, biedt dit goede perspectieven. De diversiteit van de macrofaunagemeenschap neemt bij de heringerichte oevers toe in de loop van de tijd.

Waterplanten hebben tijd nodig (> 4 jaar) om zich te vestigen en vervolgens uit te breiden. Dit beeld komt duidelijk naar voren in de 10 jaar monitoring. Bij de oevers die niet heringericht zijn (spontaan eroderend of vastgelegd), is de totale bedekking en soortenrijkdom hoger dan bij de heringerichte oevers. Deze oevers hebben een langere ontwikkeltijd gehad. In de loop van de tijd nemen zowel de bedekkingen als het aantal kenmerkende soorten ondergedoken waterplanten wel significant toe op de NVO-locaties (Buijse *et al.*, 2019).

In de Overijsselse Vecht laat de samenstelling van de macrofauna in de nulsituatie wel enig verschil zien tussen bestende en ontsteende oevers, maar die verschillen zijn marginaal (Verdonschot & Verdonschot, 2017). De lijst met taxa toont een gemeenschap bestaande uit ubiquistische, algemeen voorkomende soorten. Op de ontsteende oevers zijn meer bewoners van zandige, begroeide oevers gevonden en op bestende oevers bewoners van stenen met vooral veel exoten. De macrofauna diversiteit verschilt echter nauwelijks tussen de bestende en ontsteende oevers. De ontsteende trajecten bevatten een heel hoog aandeel zandig substraat, de bestende trajecten juist meer slib (opgehoopt als banken tussen de emerse vegetatie). Verder zijn de ontsteende oevers nauwelijks tot iets rijker aan planten ten opzichte van de bestende oevers. Opvallend is dat het aandeel vegetatie in de ontsteende trajecten lager is, wat te wijten is aan de vorming van strandjes welke op dit moment geen goede vestigingsplaats vormen voor oevervegetatie, waarschijnlijk als gevolg van een hoge dynamiek.

### Inbrengen rivierhout

De huidige rivieroevers van de Maas worden gekenmerkt door landbouw, maar in het verleden waren de oevers juist begroeid met oibossen. Voor het rivierensysteem leverden de bossen schaduw, organisch materiaal en structuren in de vorm van omgevallen bomen, afgebroken takken en wortels die op hun beurt

fungeerden als substraat en zorgden voor variatie in stroming. Voor vissen en macrofauna bood dit schuil, foerageer en opgroeimogelijkheden (Reeze *et al.*, 2020).

Aangezien het vanuit hoogwaterveiligheid niet bevorderlijk is om deze bossen direct langs de rivier terug te laten komen, is Rijkswaterstaat gestart met het actief aanbrengen van houtstructuren in de Maas. Omgevallen bomen en takken worden tegenwoordig verankerd en blijven liggen. Onder water brengt Rijkswaterstaat actief bomen aan, die eveneens worden verankerd. Hoewel de hoeveelheid rivierhout momenteel nog laag is in de Maas (tabel 14), laat de monitoring zien dat de houtstructuren een verrijking zijn voor het ecosysteem voor zowel macrofauna als vis. Met name kenmerkende macrofaunasoorten profiteren van deze herstelmaatregel (Klink, 2016; Liefveld *et al.*, 2017b).

**Tabel 14** De locaties en het aantal bomen in de Maas (bron: Reeze *et al.*, 2020).

Waterlichaam	rkm	Oever	Locatie	Type	Aantal bomen
Grensmaas	16,8	rechter	Borgharen	buiten de hoofdstroom	3
Zandmaas	131,3-133,6	rechter	Wellerlooi	kribvak	8
	137,7-139,0	linker	Vierlingsbeek	kribvak	6
Bedijkte Maas	169,8 & 170,3	rechter	Overasselt	Maasoever	2
	172,8 & 173,0	linker	Grave	Maasoever	2
	180,7	rechter	Loonse plas	plas	1
	192,6-193,4	rechter	Maasbommel	geïsoleerde geul	2
	196,7-200,0	linker	Hemelrijkse waard	oevergeul en oude Maasarm	18
Beneden Maas	214,6	linker	Gewande	Maasoever	1

### Langsdammen

In de Waal bij Tiel zijn in 2015 over een lengte van 11 km, tussen Wamel en Ophemert, langsdammen aangelegd als alternatief voor de kribben. Het gaat voorlopig om een pilot, maar de verwachtingen zijn hoog gespannen omdat diverse functies van de rivier er baat bij kunnen hebben. Als in de toekomst langsdammen op veel meer plaatsen langs de rivier zouden worden toegepast, zou dat een grote verandering betekenen van het vertrouwde beeld van een rivier met kribben zoals we dat al zo lang kennen. De oevergeul die ontstaat door de aanleg van een langsdam ondervindt minder invloed van scheepvaart en vormt een stromend en stabiel habitat voor vis en macrofauna. De verminderde invloed van scheepvaart en hogere stabiliteit van habitatomstandigheden biedt in de oevergeul daarom betere kansen voor juveniele vissen en allerlei ongewervelde dieren. De dichtheden van inheemse juveniele vissoorten in de oevergeul waren hoger dan in kribvakken. Dit geldt vooral voor stroominnende inheemse soorten als sneep en serpeling (Van Winden *et al.*, 2020).

De larven van rivierprik en rivierrombout bleken geassocieerd te zijn met een hoge abundantie fijne en grove detritus in het bodemsubstraat. De soorten zijn echter vooral aangetroffen in de oevergeulen bij Tiel, waar de meeste bodemmonsters gekenmerkt werden door een relatief hoog aandeel fijn en grof grind. Dit suggereert dat vooral de combinatie grof en fijn grind (kenmerkend voor stromend water in oevergeulen) met op korte afstand grove en fijne detritus (kenmerkend voor stromingsluwe delen van oevergeulen), een belangrijk habitatkenmerk is voor larven van beide soorten (Dorenbosch *et al.*, 2018).

De stroomsnelheid en variatie in stroomsnelheid tijdens scheepvaartpassages verschilden niet significant tussen de drie locaties met langsdammen van de studie. De stabiliteit in stroomrichting verschilde aanzienlijk tussen de drie locaties. In de kribvakken stroomde het water veel vaker heen en weer, terwijl het in de oevergeulen hoofdzakelijk een kant op stroomde. Metingen gedurende de afgelopen jaren laten zien dat de langsdammen de invloed van scheepvaart verkleinen en hebben geleid tot stabielere milieumomstandigheden in de oevergeulen. Het karakteristieke leegtrekken van een kribvak tijdens het passeren van schepen is in de oevergeulen sterk verminderd. De invloed van passerende schepen op de sterke wisselingen van stroomsnelheid en -richting is verminderd waardoor stabielere leefomstandigheden voor vissen ontstaan (Van Winden *et al.*, 2020).

#### Optimaliseren beekmondingen Zandmaas

Beekmondingen vervullen een belangrijke ecologische functie en herbergen kenmerkende soorten. De maatregelen voor het optimaliseren van beekmondingen zijn afhankelijk van het type streefbeeld van de beek (Peters *et al.*, 2007). Binnen de Maas betreft dit vier typen: grindwaaiermonding, zandwaaiermonding, sijpelmonding en moerasmonding. Ieder van deze typen beekmonding wordt gekarakteriseerd door specifieke ecologische factoren met bijbehorende, kenmerkende flora en fauna (Peters *et al.*, 2007). Het is dus niet mogelijk om alle beekmondingen op dezelfde manier te beheren of dezelfde maatregelen uit te voeren en vervolgens dezelfde effecten te verwachten. Algemeen kan gesteld worden dat een gebrek aan natuurlijke oeverbegroeiing, scheepvaart en vooral stortstenen een negatief effect hebben op het ecologisch functioneren van beekmondingen. Er is echter (nog) geen data beschikbaar over de ecologische effecten van geoptimaliseerde beekmondingen in de Zandmaas. Wel is onderzoek gedaan naar de vismigratie in de monding van de Geul, als een natuurlijke referentie voor beekmondingen (Lemmers *et al.*, 2020; Pasmans, 2011).

#### Samenvatting

In tabel 15 zijn de waargenomen effecten van de gemonitorde inrichtingsmaatregelen op de stroming, het substraat en de biologie samengevat. Een aantal maatregelen heeft geen effect op de stroming (cq. de factoren die de stroming bepalen, zie paragraaf 3.1). Het ecologisch effect van deze maatregelen is het gevolg van het creëren van nieuw/ extra habitat en substraten (zoals zandige oevers of rivierhout). De maatregelen zijn weinig effectief voor stromingsminnende soorten, maar zorgen wel voor nieuwe groeiplaatsen voor waterplanten en opgroeimogelijkheden voor juveniele vis (m.n. in beschutte oevers).

Van de onderzochte maatregelen blijken meestromende en stuwpasserende nevengeulen het meest effectief voor de kenmerkende riviersoorten. Deze maatregelen zorgen voor een permanente stroming en een gevarieerde bodem met kenmerkende riviersubstraten. Mogelijk geldt dit ook voor langsdammen, maar deze maatregel is alleen onderzocht in de Waal. Meestromende nevengeulen zijn overigens niet effectief in stuwpanden wegens het ontbreken van stroming in de zomerperiode. Aandachtspunt voor stuwpasserende nevengeulen en langsdammen is een stabiel morfologisch ontwerp (dynamisch evenwicht tussen erosie en sedimentatie).



**Tabel 15** Effect van inrichtingsmaatregelen op stroming, substraat en riviergebonden waterplanten (wapla), macrofauna (mafa) en vis.

Maatregel	Stroming	Substraat	Biologie*			Aandachtspunten
			Wapla	Mafa	Vis	
Natuurlijke oever	0	+	+	0	+	
Nevengeul meestromend	+++	+++	+	++	+++	Niet in stuwpannen
Nevengeul eenzijdig aangetakt	0	+	+	0	+	
Stuwpasserende nevengeul	+++	+++	Onb.	+++	+++	Alleen goed onderzocht in de Overijsselse Vecht. Zorg voor morfologisch ontwerp
Rivierhout	0	+	0	+	+	
Langsdam	+	++	0	+	++	Alleen onderzocht in de Waal, zorg voor morfologisch ontwerp

## 4. CONNECTIVITEIT VOOR VISSSEN

In dit hoofdstuk wordt de connectiviteit binnen de verschillende delen van de Maas en de vissoortgroepen van belang in beeld gebracht. Connectiviteit is één van de ecologische sleutelfactoren voor stromende wateren en een centrale factor in de vormgeving van aquatische gemeenschappen. In bijlage 1 worden enkele aanvullende kennisvragen met betrekking tot vismigratie in de Maas behandeld.

### 4.1 ECOLOGISCHE EISEN

In de navolgende paragraaf wordt kort ingegaan op de ecologische eisen die de doelvissoorten in de Maas stellen als het gaat om stromingsvoorkeur, voortplantingswijze, migratietype, positie in de waterkolom en migratieperiode, een en ander in de vorm van vissoortgilden. Aansluitend wordt het begrip vismigratiegilde, zoals weergegeven in Brevé *et al* (2014): “*Supporting decision-making for improving longitudinal connectivity for diadromous and potamodromous fishes in complex catchments*”, behandeld. Geconcludeerd wordt dat met betrekking tot connectiviteit op de Maas de potadrome migratie en de diadrome migratie de beste aanknopingspunten bieden om de connectiviteit in beeld te brengen.

#### 4.1.1 DOELSOORTEN

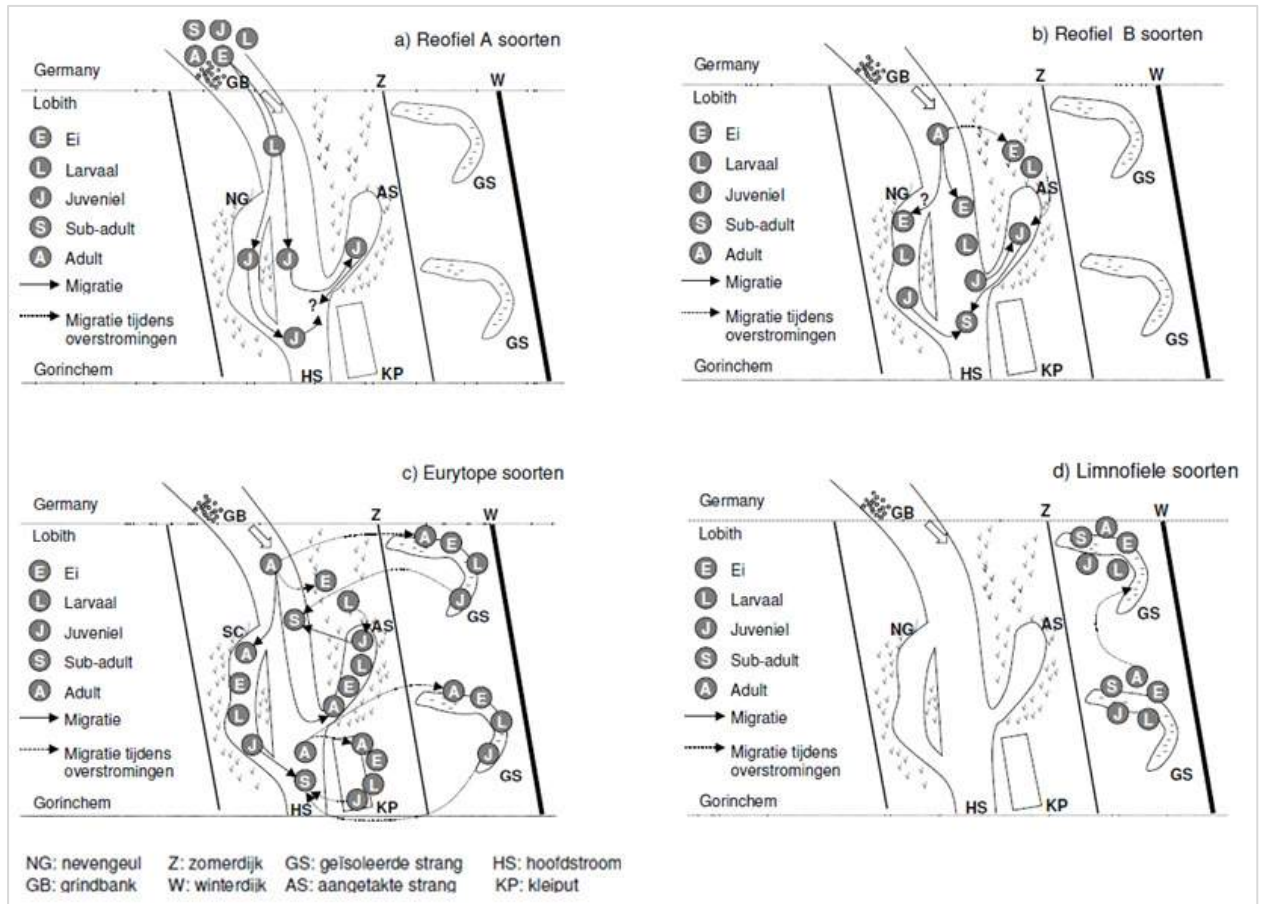
De doel(vis)soorten van de Maas zijn te verdelen in de (diadrome) reofiele soorten en limnofiele soorten. Het ruimtelijk gebruik van deze soorten is beschreven door Grift (2001). Reofiele soorten zijn voor het vervullen van hun levenscyclus gebonden aan habitats met stromend water. Soorten als barbeel en kopvoorn zijn voor alle levensstadia gebonden aan stromend water. Deze soorten worden obligaat reofoon genoemd (ook wel reofoon A). Soorten die voor één of enkele levensstadia aan stromend water gebonden zijn, zoals winde en riviergrondel, worden partieel reofoon genoemd (reofoon B).

De reofoon A soorten maken voornamelijk gebruik van de hoofdstroom van de rivier, waarbij juveniele stadia zijn te vinden in (eenzijdig) aangetakte nevengeulen. De paai vindt veelal plaatst in bovenstrooms gelegen zijbeken, met geschikt habitat. De diadrome reofoonen gebruiken de gehele lengte van de rivier, vanaf zee, tot in de haarvaten van de zijrivieren en beken en vice versa. De reofoon B soorten zijn in de diverse levensstadia minder gebonden aan stromend water waarbij meerdere levensstadia kunnen worden gevonden in de (eenzijdig) aangetakte nevengeulen.

Limnofiele soorten hebben een voorkeur voor stilstaand water. Zij kunnen hun levenscyclus binnen één habitat voltooien en verblijven hoofdzakelijk in de geïsoleerde rivierplassen. In beperkte mate komen zij ook wel voor in de hoofdstroom, zeker na hoogwater en overstromingen. Limnofiele soorten hebben meestal een sterke associatie met vegetatie, die ze gebruiken als voedsel, paaisubstraat en/of refugium.

Eurytope vissoorten stellen relatief weinig specifieke eisen aan hun leefomgeving. Ze zijn voor het doorlopen van hun levenscyclus niet gebonden aan stromend water of waterplanten en behoren dan ook niet tot de doel(vis)soorten van de Maas.

In figuur 38 is het ruimtelijk gebruik van de verschillende ecologische gilden grafisch weergegeven, in de benedenlopen van de grote rivieren.



**Figuur 38** Ruimtelijk gebruik van hoofdstroom en uiterwaarden door vissen uit verschillende ecologische gilden (bron: Grift, 2001).

De mate waarin connectiviteit tussen habitat van belang is voor vissoorten is afhankelijk van de diversiteit in habitatgebruik gedurende de verschillende levensfasen. Het gaat hierbij om habitatgebruik tijdens de paai, larvaal habitat, juveniel habitat, opgroei habitat en overwinterings habitat (Kroes & Monden, 2005). Verplaatsingen van vissen die een groot deel van de populatie dan wel leeftijdsklasse betreffen worden in dit kader aangeduid als “vismigratie” of “vistrek”. Deze verplaatsingen vinden met een voorspelbare periodiciteit gedurende de levenscyclus van een soort plaats. Hierbij worden twee of meer ruimtelijk gescheiden habitats gebruikt (Raat, 1994). Naast vismigratie zijn er eveneens de dagelijkse verplaatsingen van vis en dispersie.

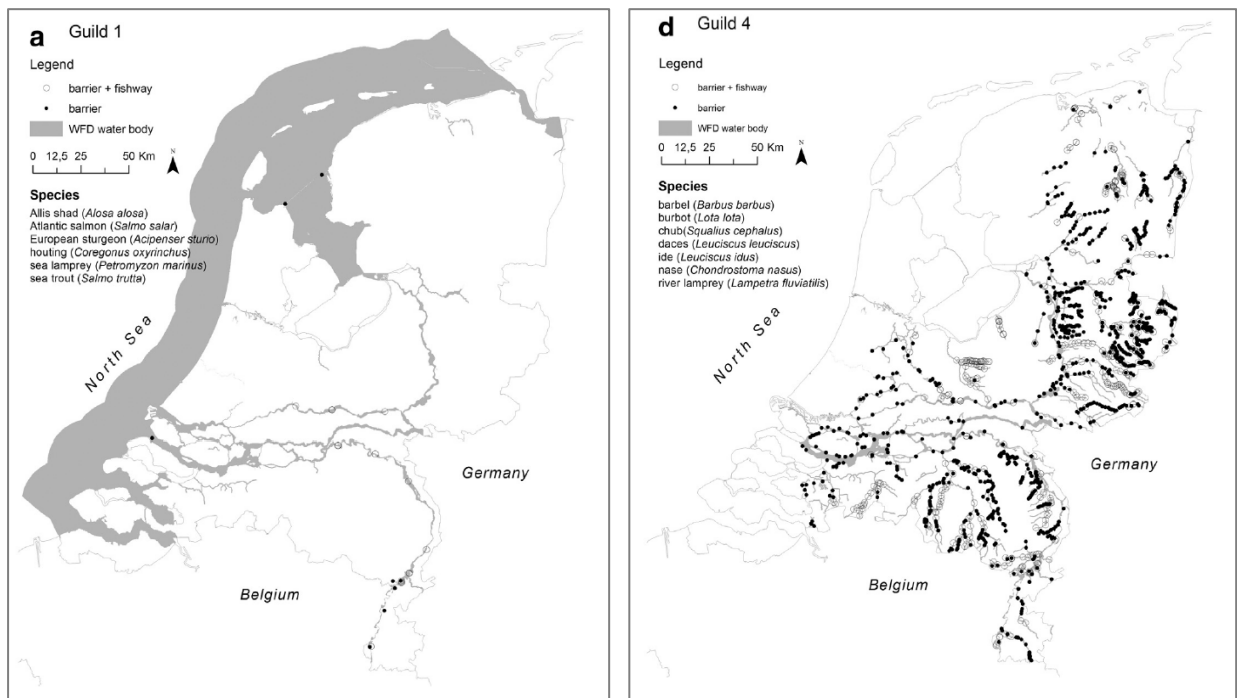
Brevé *et al.* (2014) (gebaseerd op het rapport “Nederland leeft met .... Vismigratie”, Kroes *et al.* 2008) maken gebruik van het begrip vismigratiegilde waarbij zij groepen vissoorten met eenzelfde migratiestrategie en habitatgebruik koppelen aan de diverse (opeenvolgende) typen KRW wateren. Zij onderscheiden een vijftal vismigratiegilden, gegroepeerd op basis van overlap in hun ecologische niche, die bestaan uit de volgende vissoorten: Vismigratiegilde 1: Elft, Atlantische zalm, Europese steur, houting, zeeprick en zeeforel; Vismigratiegilde 2: Spiering en driedoornige stekelbaars; Vismigratiegilde 3: Europese aal; Vismigratiegilde 4: Barbeel, kwabaal, kopvoorn, serpeling, winde, sneep en rivierprick; Vismigratiegilde 5: Beekprick.

Tabel 16 geeft de relatie tussen de vismigratiegilden en watertypen. Hoewel rivierprick een diadrome soort is, is deze toch niet ingedeeld in vismigratiegilde 1, omdat de soort migreert naar de kleinste riviertjes en

beken. Rivierprik heeft echter wel de wateren behorende bij vismigratiegilde 1 nodig. Figuur 39 geeft het verspreidingsgebied van de vismigratiegilden 1 en 4.

**Tabel 16** Vismigratiegilden en hun potentiële verspreiding over KRW typen (Kustwateren: K-typen; Overgangswateren: O-typen; Rivieren: R-typen en Meren: M-typen).

Gilde nr.	Migratieroutes tussen wateren	K & O typen	R-type	M-typen
1	Zee, overgangswateren, benedenlopen, middellopen en bovenlopen in buurlanden (Duitsland, België en Frankrijk).	K1, 2, 3; O2	7, 8, 15,16	
2	Zee, overgangswateren en aangelegen zoete nevenwateren, tot 50 km landinwaarts.	K1, 2, 3; O2	8	3, 6, 7, 8, 10, 14, 20, 21, 27, 30, 31, 32
3	Zee, overgangswateren, benedenlopen, middellopen en bovenlopen, zijrivieren en aangelegen zoete nevenwateren.	K1, 2, 3; O2	5, 6, 7, 8, 10, 12, 15, 16	3, 6, 7, 8, 10, 14, 20, 21, 27, 30, 31, 32
4	Rivieren, zijrivieren en beken		5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 15, 16, 18	
5	Kleine riviertjes en beken		4, 5, 10, 12, 14, 18	



**Figuur 39** Ruimtelijk verspreiding van vismigratiegilden 1 en 4 (grijs gearceerd) en migratieknelpunten (bron: Brevé et al., 2014).

Op basis van migratiegedrag is dus onderscheid te maken tussen soorten die migreren in zoetwater (potadrome soorten) en soorten die migreren tussen zoet en zout (diadrome soorten). Bij deze laatste groep zijn er vissen die zich voortplanten in zoetwater en opgroeien in zoutwater (anadrome soorten) en vissen die zich voortplanten in zoutwater en opgroeien in zoetwater (katadrome soorten). Voor veel van de diadrome soorten fungeren grote delen van de Maas als doortrekgebied richting de bovenloop van de rivier of zijrivieren of richting zee. Soorten als zalm, zeeforel, zee- en rivierprik en aal behoren tot de diadrome vissoorten. Voor de Maas als geheel zijn de diadrome en potadrome migratie strategie het belangrijkste.

Tabel 17 geeft de belangrijkste migratiekenmerken van soorten behorende tot genoemde soortgroepen (enkele limnofiele en eurytope vissoorten zijn ook weergegeven).

**Tabel 17** Migratiekenmerken diadrome en potadrome vissoorten op de Maas (Kroes & Monden (2005) met aanvullingen ATKB).

Vissoort	Stroomingsvoorkeur	Voortplantingswijze	Migratietype	Positie waterkolom	Migratie periode	Paaitemp (°C)	Sprintsnelheid (m/s)
Alver	stroominnend (partieel)	niet gespecialiseerd	regionaal	pelagisch	apr-jul	15 tot 22	-
Atlantische steur	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	anadroom	demersaal	-	-	-
Atlantische zalm	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	anadroom	pelagisch	mrt-dec	3 tot 9	4,1-8,8
Barbeel	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	lokaal/regionaal	pelagisch/demersaal	mrt-mei	10 tot 12	4
Beekforel	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	lokaal/regionaal	pelagisch/demersaal	okt-dec	3 tot 9	2,0-4,2
Bermpje	stroominnend (partieel)	zandpaaier	lokaal	benthisch	mrt-apr	14 tot 18	1,5
Bittervoorn	stilstaand water	ostracofiel	lokaal	pelagisch/demersaal	apr-jun	-	-
Bot	tolerant	pelagofiel	katadroom	benthisch	mei-jul	-	-
Driedoornige stekelbaars	tolerant	plantpaaier	anadroom	pelagisch/demersaal	mrt-apr	-	1,5
Eift	stroominnend (obligaat)	grindpaaier/pelagofiel	anadroom	pelagisch	mei-jul	-	-
Elrits	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	lokaal	pelagisch	apr-jul	> 10	-
Europese aal of paling (adult)	tolerant	pelagofiel	katadroom	benthisch	jun-dec	-	1
Europese aal of paling (juveniel)	tolerant	-	katadroom	pelagisch	apr-mei	-	0,5
Fint	stroominnend (obligaat)	grindpaaier/pelagofiel	anadroom	pelagisch	apr-jul	15 tot 20	-
Gestippelde alver	stroominnend (obligaat)	steen/grind/zandpaaier	lokaal	pelagisch/demersaal	apr-jun	-	-
Grote modderkruiper	stilstaand water	plant/bodempaaier	lokaal	benthisch	mrt-mei	13 tot 14	-
Houting	stroominnend (obligaat)	zand/grindpaaier	anadroom	pelagisch	nov-dec	-	-
Kleine modderkruiper	tolerant	niet gespecialiseerd	lokaal	benthisch	apr-mei	-	-
Kopvoorn	stroominnend (partieel)	steen/grind/plantpaaier	lokaal/regionaal	pelagisch/demersaal	apr-jun	9 tot 10	0,5-3,8
Kroeskarper	stilstaand water	plantpaaier	lokaal	pelagisch/demersaal	apr-mei	14 tot 20	-
Kwabaal	stroominnend (partieel)	zandpaaier	lokaal/regionaal	demersaal	nov-mrt	-	-
Rivier- en beekdonderpad	stroominnend (partieel)	speleofiel	lokaal	benthisch	mrt-apr	8 tot 11	-
Riviergrondel	stroominnend (partieel)	grind/zandpaaier	lokaal	pelagisch/demersaal	apr-mei	12 tot 17	0,6-2,0
Rivierprik	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	anadroom	pelagisch	sept-apr	10 tot 14	-
Ruisvoorn of rietvoorn	stilstaand water	plantpaaier	lokaal	pelagisch	apr-jun	> 15	1,74
Serpeling	stroominnend (obligaat)	steen/grind/zandpaaier	lokaal/regionaal	pelagisch/demersaal	feb-mrt	8	2,4
Sneep	stroominnend (obligaat)	steen/grindpaaier	lokaal/regionaal	pelagisch/demersaal	mrt-apr	8 tot 10	-
Spiering	stroominnend (partieel)	steen/grind/zand/plantpaaier	anadroom	pelagisch	feb-mrt	-	-
Vetje	stilstaand water	plantpaaier	lokaal	pelagisch	apr-jun	18 tot 22	-
Winde	stroominnend (partieel)	grind/plantpaaier	lokaal/regionaal	pelagisch	feb-mei	> 10	-
Zeeforel	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	anadroom	pelagisch/demersaal	jun-nov	3 tot 9	3,4-6,9
Zeelt	stilstaand water	plantpaaier	lokaal	pelagisch/demersaal	mei-jun	18 tot 20	-
Zeeprik	stroominnend (obligaat)	grindpaaier	anadroom	pelagisch	apr-jun	10 tot 14	1,2

#### 4.1.2 CONNECTIVITEIT

Connectiviteit tussen habitats wordt gezien als de centrale factor die vormgeeft aan aquatische gemeenschappen (Cote *et al.*, 2009). Connectiviteit is hierbij te definiëren als de wijze waarop, en de mate waarin, de verschillende habitats, waterlichamen en/of stuwpanden met elkaar in verbinding staan. In deze studie wordt voornamelijk aandacht geschonken aan de longitudinale connectiviteit en niet aan de laterale connectiviteit (verbinding met uiterwaardwateren). De connectiviteit van de Maas is in de loop der tijd aangestast. In de hoofdstroom werden in de jaren 30 van de vorige eeuw stuwen aangelegd, om de bevaarbaarheid van de Maas te waarborgen. Elk stuwcomplex werd hierbij voorzien van een scheepvaartsluis. Aan het eind van de vorige eeuw werden daarnaast waterkrachtcentrales gerealiseerd bij enkele van deze stuwcomplexen (Lith en Linne). Ook de optrekbaarheid van zijrivieren en -beken werd in de loop der tijd minder door realisatie van stuwen in deze wateren om water vast te houden.

Om de connectiviteit van de Maas te behouden, of te herstellen, zijn maatregelen noodzakelijk. Al bij de realisatie van de stuwen in de Maas werd dit onderkend. Om die reden werden al bij de aanleg van de eerste stuwcomplexen vismigratievoorzieningen gerealiseerd. In de afgelopen periode is de bewustwording van de noodzaak tot connectiviteit verder gegroeid, mede door de implementatie van de Europese Kader Richtlijn Water. Diverse maatregelen zijn uitgevoerd om de connectiviteit van de Maas te herstellen, zoals het optimaliseren van beekmondingen, de aanleg van moderne vistrappen en het beschermen van stroomafwaarts migrerende vissoorten als zalm(smolts) en schieraal.

Cote *et al.* (2009) hebben een index ontwikkeld om longitudinale connectiviteit in riviersystemen te kwantificeren. Deze index is gebaseerd op de te verwachten waarschijnlijkheid dat een vis zich vrij kan bewegen tussen twee willekeurige locaties in een rivier. Zij noemen dit de “Dendritic Connectivity Index (DCI)”, in het Nederlands, de dendritische connectiviteitsindex, verder weer te geven als DCI. Binnen de aanpak van de DCI worden rivierdelen benoemd gescheiden door barrières. Deze barrières hebben een bijbehorende passeerbaarheidswaarde,  $p$  (waarde tussen 0 en 1), die afhankelijk is van fysieke (bijvoorbeeld hoogte van een dam), chemische en/of hydrologische (in de tijd variabele debieten en stroomsnelheden) karakteristieken van de barrière alsmede van de biologie van de beschouwde organismen (verschillend tussen soorten, leeftijdsklassen etc.).

De  $p$  refereert aan de waarschijnlijkheid (kans) dat een vis in staat is een barrière te passeren stroomopwaarts en stroomafwaarts. Een duidelijk verschil met terrestrische systemen is dat in riviersystemen het water een éénduidige stroomrichting heeft (stroomafwaarts), wat erin resulteert dat barrières in stroomopwaartse richting meestal moeilijker zijn te passeren dan in stroomafwaartse richting. Cote *et al.* (2009) simplificeren dit door te stellen dat elk tweetal aan elkaar liggende rivierdelen eenzelfde connectiviteitswaarde delen (zie Figuur 40). Connectiviteit heeft dus alleen zoveel potentiële waarden als er paren riviersecties zijn. Omdat zij geïnteresseerd zijn in een enkele geïntegreerde bepaling van de connectiviteit voor het gehele riviersysteem gebruiken zij het gewogen gemiddelde van de connectiviteitswaarde van alle paren riviersecties. Meer concreet, als  $C$  de connectiviteitswaarde is en  $c_{ij}$  de realisatie is voor de riviersecties  $i$  en  $j$ , waarbij  $\{i, j\} = 1, \dots, n$  en  $n$  is het aantal riviersecties en gelijk aan het aantal barrières plus één dan kan de DCI worden uitgedrukt als:

$$DCI = E[C] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n c_{ij} P(C = c_{ij}).$$

De DCI kan worden uitgerekend voor een geheel riviersysteem (met het estuarium als meest benedenstrooms gelegen locatie) of voor een gedeelte van het riviersysteem, waarbij gekozen wordt voor de afsplitsing van de zijrivier van de hoofdloop als meest benedenstrooms gelegen locatie. Verder geven Cote *et al.* (2009) een uitwerking van de DCI voor twee migratiestrategieën: potadrome soorten (die tussen riviersecties en beken migreren) en voor diadrome soorten (die tussen zee en bovenloop migreren). Cote *et al.* (2009) stellen dat de DCI gebruikt kan worden om tot een inschatting te komen van de migratiemogelijkheden in een riviersysteem of om een prioritering van op te heffen barrières te maken.

### Potadrome migratie

Potadrome vissen migreren binnen het riviersysteem en dan gaat het om de mogelijkheid te migreren tussen verschillende rivierdelen met een verschillende functionaliteit (paaihabitat, opgroeihabitat, foerageerhabitat etc.). Er is connectiviteit wanneer vissen ongehinderd kunnen migreren tussen rivierdelen met verschillende functies, zowel in stroomopwaartse richting als in stroomafwaartse richting. De waarschijnlijkheid om een zekere  $c_{ij}$  waar te nemen, is afhankelijk van de lengte van de riviersecties  $i$  en  $j$ , aangegeven door  $l_i$  en  $l_j$ , als een fractie van de totale lengte van het rivierennetwerk,  $L$ . De  $DCI_p$  voor potadrome migratie kan dan worden uitgedrukt als:

$$DCI_P = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n c_{ij} \frac{l_i l_j}{LL} * 100.$$

De waarde van  $c_{ij}$  hangt hierbij af van het aantal en de passeerbaarheid van de barrières tussen de riviersecties  $i$  en  $j$ . De passeerbaarheid van de verschillende barrières is onafhankelijk, de passeerbaarheid van een barrière heeft geen effect op de passeerbaarheid van een andere barrière. Als er  $M$  barrières zijn tussen de riviersecties  $i$  en  $j$  dan wordt  $c_{ij}$  gedefinieerd als:

$$c_{ij} = \prod_{m=1}^M p_m^u p_m^d,$$

Hierin zijn  $p_m^u$  en  $p_m^d$  de stroomopwaartse en stroomafwaartse passeerbaarheid van de  $m_{th}$  barrière. Wanneer de passeerbaarheid wordt uitgedrukt in termen van wel ( $p_m^u$  en  $p_m^d$  beide 1) of niet passeerbaar ( $p_m^u$  en  $p_m^d$  beide 0), dan versimpelt de  $DCI_P$  tot:

$$DCI_P = \sum_{i=1}^n \frac{l_i^2}{L^2} * 100,$$

Nabij gelegen riviersecties met volledig passeerbare barrières vallen dan samen, alleen totaal onpasseerbare barrières tellen dan mee, het gaat dan om migratie binnen één rivierdeel.

### Diadrome migratie

Diadrome vissen migreren tussen zee en het zoete water, veelal bovenlopen waarin gepaaid wordt door de anadrome soorten en naar zee om te paaien voor de katadrome soorten. Connectiviteit wordt berekend in termen van waarschijnlijkheid dat deze vissen de reis kunnen maken van het estuarium naar de bovenlopen en/of vice versa. Ook hier geldt de aanname dat de waarschijnlijkheid dat successieve barrières kunnen worden gepasseerd, onafhankelijk is van de afzonderlijke passeerbaarheid van barrières. Daarmee kan de  $DCI_D$  worden uitgedrukt als:

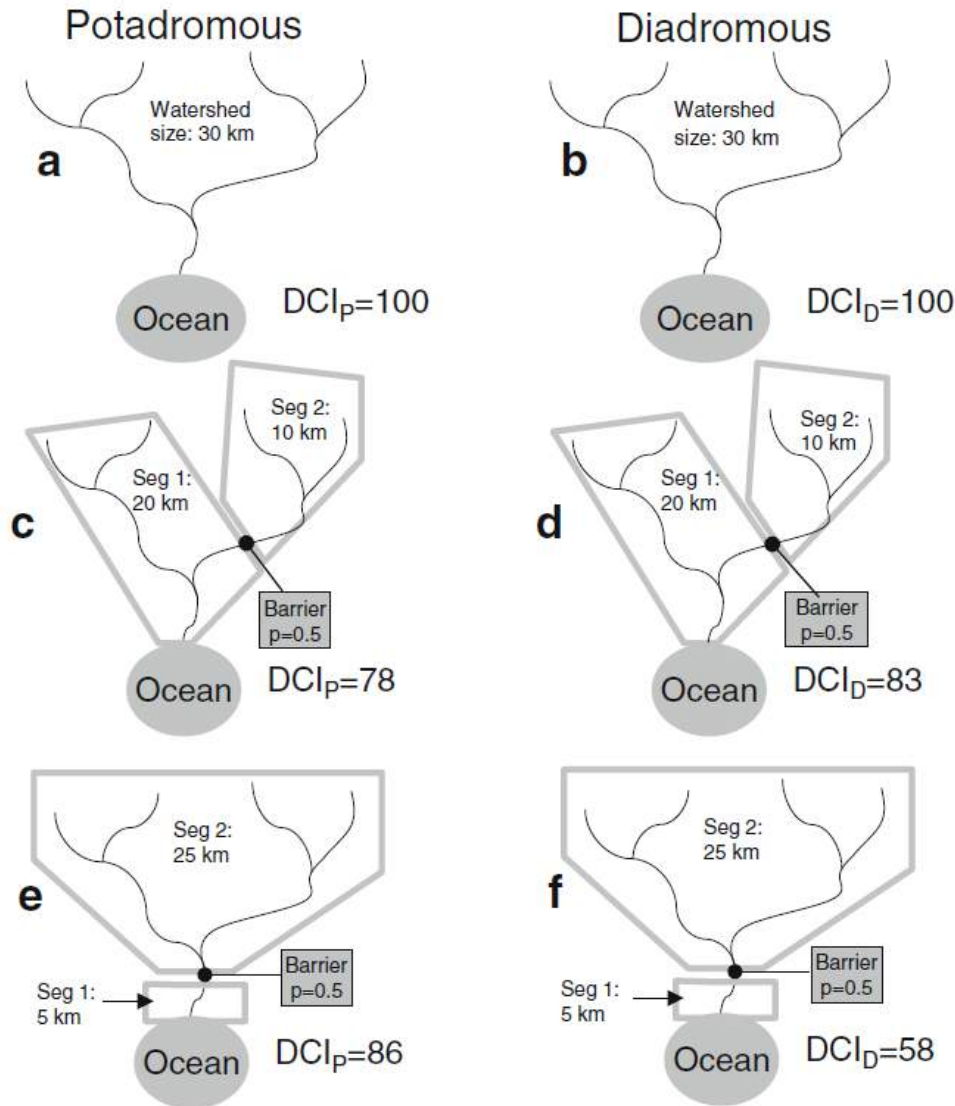
$$DCI_D = \sum_{i=1}^n \frac{l_i}{L} \left( \prod_{m=1}^M p_m^u p_m^d \right) * 100,$$

Hierin is  $L$  de lengte van alle riviersecties in het riviernetwerk,  $l_i$  de lengte van sectie  $i$ , ( $i = 1, \dots, n$ ) en zijn  $p_m^u$  en  $p_m^d$  de stroomopwaartse en stroomafwaartse passeerbaarheid van de  $m_{th}$  barrière tussen de riviermonding en riviersectie  $i$ . Wanneer de passeerbaarheid wordt uitgedrukt in termen van wel ( $p_m^u$  en  $p_m^d$  beide 1) of niet passeerbaar ( $p_m^u$  en  $p_m^d$  beide 0), dan versimpelt de  $DCI_D$  tot:

$$DCI_D = \frac{l_1}{L} * 100,$$

Waarin  $l_i$  de lengte van de riviersectie is tot de eerste onpasseerbare barrière en  $L$  de lengte van het gehele riviersysteem.

Figuur 40 geeft een grafische representatie van de DCI voor zowel potadrome als diadrome vissoorten.



**Figuur 40** Voorbeelden van DCI voor potadrome en diadrome vissoorten (bron: Cote et al., 2009).

De totale lengte van het riviersysteem in Figuur 40 is 30 km ( $=L$ ). Bij de voorbeelden a en b voor respectievelijk potadrome en diadrome vissoorten zijn er geen barrières in het riviersysteem aanwezig en is in beide gevallen de score voor de DCI 100 (volledig passeerbaar). In de voorbeelden c en d is er een barrière aanwezig waardoor er twee riviersecties ontstaan, respectievelijk Seg.1 met een lengte van 20 km ( $=l_1$ ) en Seg.2 met een lengte van 10 km ( $=l_2$ ). De barrière heeft een passeerbaarheid van 0,5. De DCI<sub>P</sub> is 78 en de DCI<sub>D</sub> is 83. Navolgend wordt weergegeven hoe deze berekend worden.



**Tabel 18** Berekening van de  $DCI_p$  in voorbeeld c (potadrome migratie).

		L=30			p					$DCI_p$	
C	Seg1	l1=20	$l1/L=20/30=$	0,67	1	$l1/L*1=$	0,67	$(l1/L*1)+(l2/L*0,5)=$	0,83	$=(l1/L*Seg1)+(l2/L*Seg2)*100=$	78
		l2=10	$l2/L=10/30=$	0,33	0,5	$l2/L*0,5=$	0,17				
	Seg2	l2=10	$l2/L=10/30=$	0,33	1	$l2/L*1=$	0,33	$(l2/L*1)+(l1/L*0,5)=$	0,67		
		l1=20	$l1/L=20/30=$	0,67	0,5	$l1/L*0,5=$	0,33				

Waar het op neerkomt in bovenstaande tabel is het volgende: er wordt geredeneerd vanuit beide riviersecties. Eerst wordt de verhouding berekend tussen de lengte van de secties en de totale lengte van het riviersysteem. Voor Seg.1 geldt dat  $p$  gelijk is aan 1 (geen barrières) en komt een waarde van 0,67 ( $=20/30$ ) tot stand. Bij migratie van Seg.1 naar Seg.2 is er een barrière met een  $p$  van 0,5, waarmee een waarde van 0,17 ( $=10/30 \times 0,5$ ) tot stand komt. Deze worden samengenomen, zodat de waarde voor Seg.1 gelijk is aan 0,83. Dezelfde berekening wordt gemaakt voor Seg.2. Voor Seg.2 geldt dat  $p$  weer gelijk is aan 1 (geen barrières) en komt een waarde van 0,33 ( $=10/30$ ) tot stand. Bij migratie van Seg.2 naar Seg.1 is er een barrière met een  $p$  van 0,5, waarmee een waarde van 0,33 tot stand komt ( $=20/30 \times 0,5$ ). Deze worden samengenomen, zodat de waarde voor Seg.2 gelijk is aan 0,67. De  $DCI_p$  wordt vervolgens berekend door de berekende waardes voor Seg.1 en Seg.2 te vermenigvuldigen met de verhouding tussen de lengtes van de secties en de totale lengte van het riviersysteem en te vermenigvuldigen met 100 ( $=0,67 \times 0,83 + 0,33 \times 0,67$ )  $\times 100 = 78$  (het betreft afgeronde waarden).

**Tabel 19** Berekening van de  $DCI_D$  in voorbeeld d (diadrome migratie).

		L=30			p	$DCI_D$	
D	Seg1	l1=20	$l1/L=20/30=$	0,67	1	$(l1/L*1)+(l2/L*0,5)*100=$	83
		Seg2	l2=10	$l2/L=10/30=$	0,33	0,5	

Bij de berekening van  $DCI_D$  is sprake van een eenvoudiger situatie. Diadrome vissen komen uit zee en zwemmen zonder barrières in Seg.1. De berekende waarde van Seg.1 wordt daarmee 0,67 ( $=20/30$ ). Als vervolgens de vissen vanuit Seg.1 willen doorzwemmen naar Seg.2 komen deze een barrière tegen met een  $p$  van 0,5. De berekende waarde wordt hiermee ( $=0,33*0,5=$ ) 0,17. De berekende connectiviteit komt hiermee op 83 ( $=0,67+0,17$ )\*100.

**Tabel 20** Berekening van de  $DCI_p$  in voorbeeld e (potadrome migratie).

		L=30			p					$DCI_p$	
E	Seg1	l1=5	$l1/L=5/30=$	0,17	1	$l1/L*1=$	0,17	$(l1/L*1)+(l2/L*0,5)=$	0,58	$=(l1/L*Seg1)+(l2/L*Seg2)*100=$	86
		l2=25	$l2/L=25/30=$	0,83	0,5	$l2/L*0,5=$	0,42				
	Seg2	l2=25	$l2/L=25/30=$	0,83	1	$l2/L*1=$	0,83	$(l2/L*1)+(l1/L*0,5)=$	0,92		
		l1=5	$l1/L=5/30=$	0,17	0,5	$l1/L*0,5=$	0,08				

De berekening in tabel 21 verloopt op dezelfde wijze als in tabel 18, maar dan met andere lengtes van de secties (namelijk 5 en 25 km). Voor de potadrome migratie geldt dat een groter aaneengesloten gebied beschikbaar is (riviersectie van 25 km). Hierdoor valt de score voor connectiviteit hoger uit en komt op 86.

**Tabel 21** Berekening van de  $DCI_D$  in voorbeeld f.

		L=30			p	$DCI_D$	
F	Seg1	l1=5	$l1/L=5/30=$	0,17	1	$(l1/L*1)+(l2/L*0,5)*100=$	58
		Seg2	l2=25	$l2/L=25/30=$	0,83	0,5	

De berekening in tabel 21 is dezelfde als in tabel 19. De score voor connectiviteit voor diadrome soorten is bij deze lengtes van de riviersecties lager en komt op 58. De eerste riviersectie zonder barrières is aanzienlijk korter, 5 km. Om in de volgende riviersectie te komen moet de barrière met een  $p$  van 0,5 worden gepasseerd, waarmee de score voor deze sectie lager wordt.

Van Puijenbroek *et al.* (2018) onderzochten de connectiviteit van 33 Europese rivieren, waaronder ook de Maas, waarbij gebruik gemaakt werd van de  $DCI_D$ . Het betrof hier de vereenvoudigde versie waarbij barrières wel of niet passeerbaar waren. De gehele Maas kent een lengte van 950 km. Momenteel is onder meer door de aanwezigheid van zeven vispassages op de Maas in Nederland (en een aantal in België) een traject van 270 km optrekbaar. Hiermee komt de  $DCI_D$  op 28 ( $270/950 * 100$ ). Door de meest benedenstroomse (volledige,  $p=1$ ) barrière optrekbaar te maken, komt de optrekbare lengte op 390 km en wordt de  $DCI_D$  41, hetgeen al een aanzienlijke verbetering in de connectiviteit is.

Het uitgangspunt bij deze benadering is dat de vispassages op de Nederlandse Maas volledig optrekbaar zijn en dus een  $p$  van 1 hebben. In de praktijk is dit niet het geval. Uit telemetriedata blijkt dat niet alle salmoniden die benedenstrooms van een stuwcomplex met een vispassage aankomen ook bovenstrooms worden gesignaleerd. Slechts een bepaalde fractie van de dieren lukt het om bovenstrooms te komen. Hetzelfde geldt voor stroomafwaarts migrerende smolts en schieralen. Door de  $DCI_D$  toe te passen op de Maas en gebruik te maken van genoemde fracties (die dan gelijkgesteld worden aan de passeerbaarheidswaarde  $p$ ) kan inzicht worden verkregen in de connectiviteit en kunnen 'barrières' geprioriteerd worden.

## 4.2 HUIDIGE SITUATIE

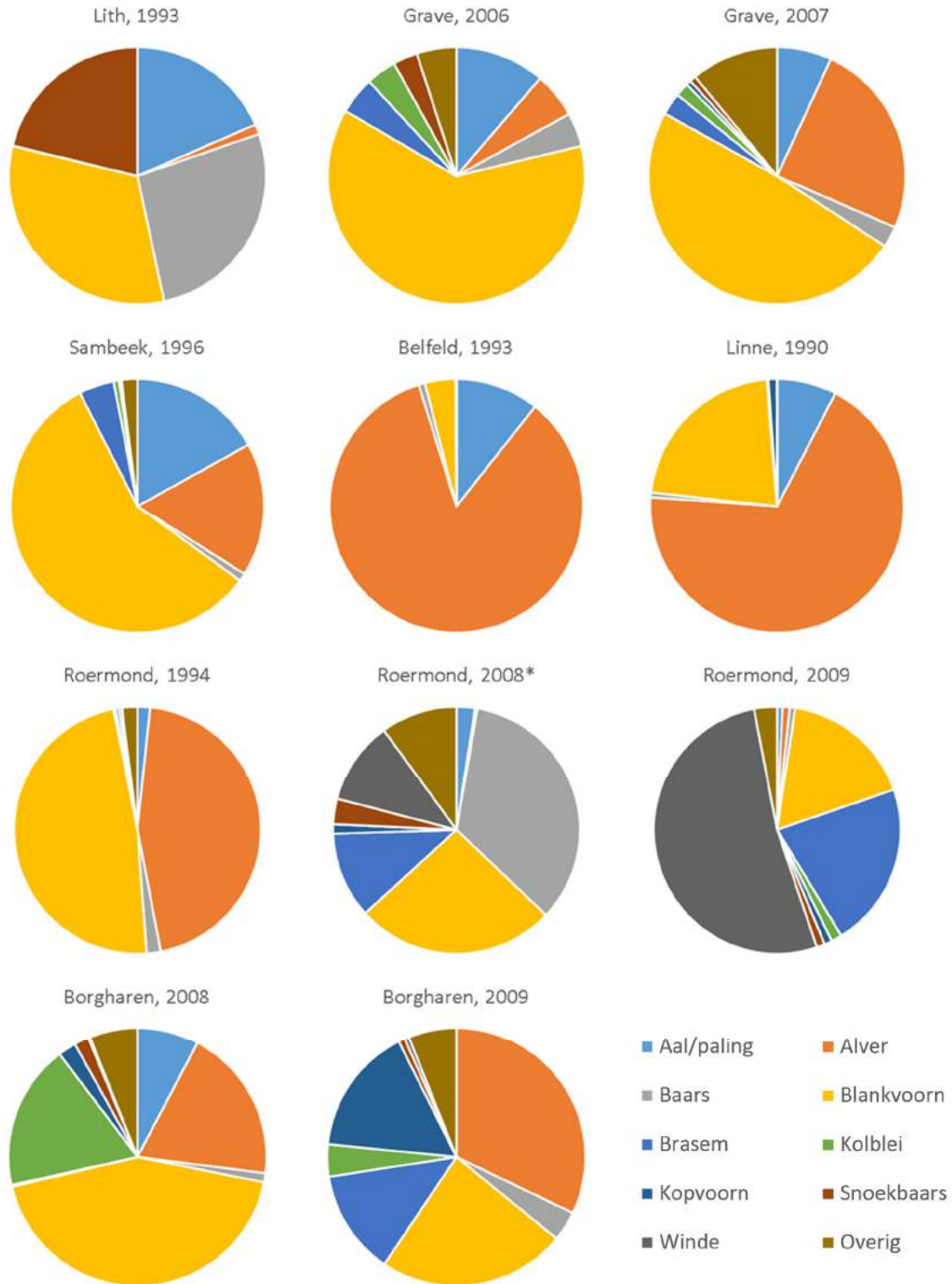
In deze paragraaf wordt de huidige situatie met betrekking tot connectiviteit voor vis in beeld gebracht. Veel van de weergegeven informatie is verkregen uit onderzoek naar de stroomop- en stroomafwaarts gerichte migratie van vissen in de Maas via vistrappen, passage van vis over de stuwen en door de waterkrachtcentrales en de migratie van vissen naar zijwateren.

### 4.2.1 VISMIGRATIE DOOR VISTRAPPEN

De stroomopwaartse migratie van vissen via de huidige vistrappen is veelal direct na aanleg, of enkele jaren daarna, onderzocht. Deze onderzoeken waren erop gericht om de migratie van voorkomende soorten in beeld te krijgen. Hiervoor werd aan de bovenstroomse zijde van de vistrappen een fuik geplaatst, veelal van eind maart tot eind juni. Tijdens deze onderzoeken zijn in totaal 35 vissoorten gevangen die gebruik maakten van de vistrappen. De aantallen die tijdens de onderzoeksperioden stroomopwaarts trekken variëren van enkele honderden tot vele duizenden vissen. De toegepaste methodiek heeft echter ook kanttekeningen. De monitoringsperiode omvat bijvoorbeeld voornamelijk de lente- en eerste zomermaand, de trekperiode voor veel vissoorten. Echter, soorten die buiten deze periode migreren (bijvoorbeeld rivierprik, houting) worden dan niet gevangen. Daarnaast zijn kleine vissen, zoals glasaal en juveniele aal, minder goed vangbaar met de toegepaste fuiken, waarvan de maaswijdte veelal is afgestemd op de rode aal (Buijse & Winter, 2003, Hop, 2014).

Soorten die, al dan niet lokaal, het meest gebruik maken van de vismigratievoorzieningen zijn soorten als aal, alver, baars, blankvoorn, brasem, kolblei, kopvoorn, snoekbaars en winde. In figuur 41 zijn de aandelen van deze meest voorkomende vissoorten weergegeven. Dat de monitoringsperiode van invloed kan zijn op

de resultaten blijkt uit de monitoring van de vistrap van Roermond. In het voorjaar van 2009 was de vangstsamenstelling hier duidelijk anders dan in het najaar van 2008.



**Figuur 41** Aandelen (o.b.v. aantallen) van de meest voorkomende vissoorten gevangen tijdens monitoring van de vistrappen in de Maas (\* Roermond 2008 is optrek in het najaar, overige data betreft optrek in het voorjaar (uit Hop, 2014).

Wanneer het aandeel van vissoorten dat via de vistrap passeert, gedeeld wordt door het aandeel dat deze vissoort in de visstand van het benedenstrooms gelegen stuwpand heeft, dan wordt een index-getal verkregen. Indien dit getal relatief hoog is, dan betekent dit dat deze vissoort relatief veel gebruik maakt van de vistrappen en vice versa. In Figuur 42 is dit grafisch weergegeven.

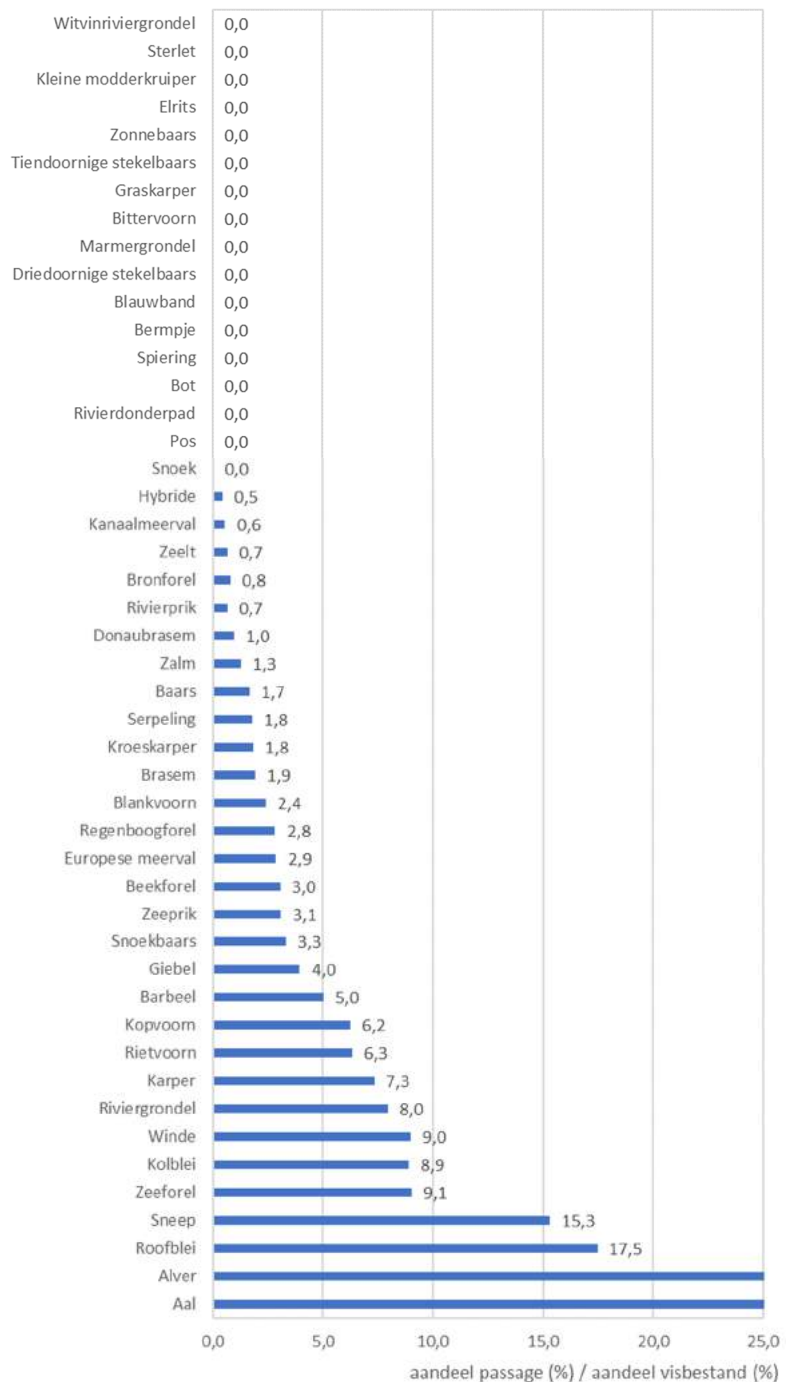
Het blijkt dat vooral aal en alver in verhouding veel gebruik van de vistrappen. Andere soorten die relatief veel gebruik maken van de vistrappen zijn roofblei, sneep, zeeforel, kolblei, winde, riviergrondel, karper, rietvoorn, kopvoorn en barbeel (in afnemende mate).

Dat een vis relatief veel gebruik maakt van de vistrappen kan enerzijds het resultaat zijn van migratie over grote afstanden. Denk hierbij aan soorten als aal, zalm en zeeforel. Dat een migrerende soort als rivierprik relatief laag scoort, komt door de eerder genoemde monitoringsperiode, die grotendeels buiten de migratieperiode van deze soort valt.

Anderzijds kunnen relatief grote vangsten achter de vistrap ook het resultaat zijn van geschikt habitat voor de specifieke soort in de vistrap of een onderschatting van het visbestand in de Maas. Dit geldt bijvoorbeeld voor een soort als alver.

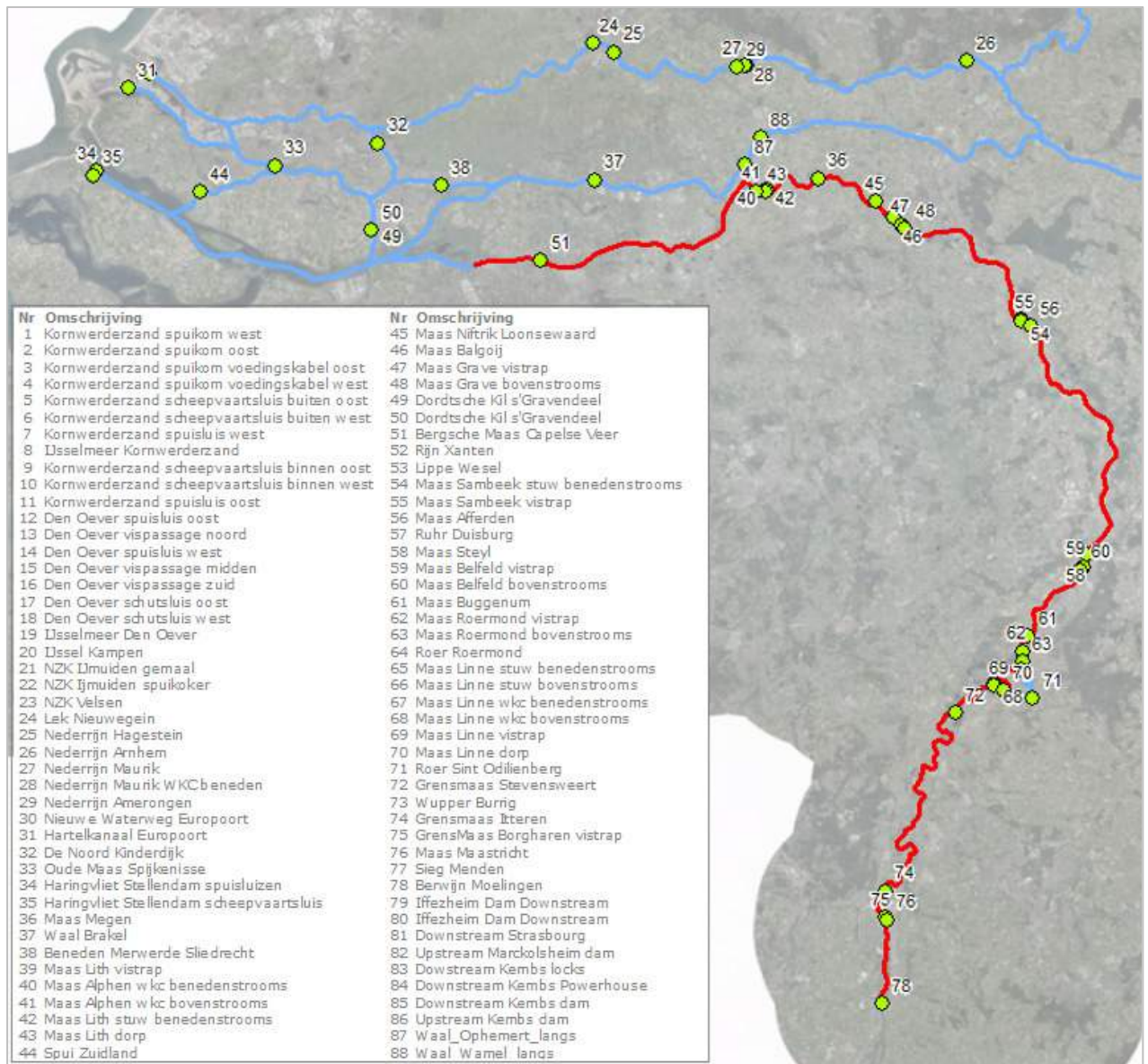
De algemene positieve conclusie van de vistraponderzoeken is dat het grootste deel van de vissoorten en lengteklassen in de Maas via de vistrappen stroomopwaarts kunnen trekken. Het is echter niet bekend in hoeverre er een verschil is in efficiëntie van individuele vistrappen voor de verschillende soorten (Hop, 2014).

**Figuur 42** Mate waarin vissoorten gebruik maken van vistrappen, weergegeven als een index-getal, berekend als:  $\frac{\text{aandeel in vangst vistrap}}{\text{aandeel in visbestand benedenstrooms}}$  (beide o.b.v. aantallen). Aal en alver hebben waarden van respectievelijk 146 en 111.



## 4.2.2 VISMIGRATIE DIADROME SOORTEN

De migratie van vis over grotere afstanden binnen (en buiten) de Maas is in beeld gebracht door middel van telemetrisch onderzoek. Hierbij is gebruik gemaakt van het NEDAP Trail system®. Het systeem bestaat uit een groot aantal detectiestations en in de vis te implanteren transponders. Het netwerk van detectiestations op de Maas is weergegeven in Figuur 43. Een detectiestation bestaat uit een drietal kabels die liggen op de bodem van de rivier. Wanneer een vis met een transponder hierover heen zwemt, wordt de transponder geactiveerd waarna deze een signaal uitzendt met daarin het identificatienummer en een reeks van andere gegevens.



**Figuur 43** Schematische weergave van de ligging van de detectiestations in de Nederlandse Maas (rode lijn) en enkele nabij gelegen wateren (benedenrivieren, Waal, Neder-Rijn). In de figuur wordt een nadere omschrijving van de stations gegeven. Dit is de volledige lijst van NEDAP-stations (april 2021). (bronnen ondergrond: ESRI Nederland / beeldmateriaal.nl)

Veel van de telemetrische onderzoeken hebben betrekking op diadrome soorten als zalm, zeeforel en aal. Het betreft o.m. de studies:

- Meerjarenanalyse telemetrie volwassen salmoniden Maas 2009-2014 (Vriese & Boerkamp, 2015) en 2009-2019 (Vriese, in prep.);
- Eindanalyse migratie zalmsmolts Maas (2009-2013) (Vriese *et al.*, 2015a);
- Eindanalyse schieraalmigratie Maas (2008-2012) (Vriese *et al.*, 2015b).

### **Stroomopwaartse migratie van volwassen salmoniden**

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 kunnen 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). Tabel 22 geeft een overzicht van detecties van de 111 vissen op de stations, opgesplitst in zalm en zeeforel. In onderstaand kader wordt een nadere toelichting op de tabel gegeven.

#### *Toelichting op de tabel*

*De tabellen zijn opgedeeld per vissoort. De eerste regel in de tabel geeft aan in welk gebied de stations zijn gelegen: nabij zee; in het Benedenrivierengebied/Waal, op de Maas en in de zijwateren van de Maas (Niftrik geeft toegang tot een Maasplas, Roer\_Roermond is een station in de Roer, Berwijn\_Moelingen is gelegen in het zijriviertje van de Maas in België). Globaal is de volgorde van de stations van links naar rechts, van zee naar bovenstrooms in België. In de meest linkse kolom staan de identificatienummers van de vissen (transpondernummers). Zoals gezegd, de vissen zijn gevangen te Lith en bovenstrooms van het stuwcomplex losgelaten.*

*Een vis die op een bepaald station aankomt wordt hier gedetecteerd. Dit kunnen één of meerdere detecties zijn. Opeenvolgende detecties op hetzelfde station worden als één registratie gezien. Wanneer deze vis naar een ander station zwemt wordt deze daar eveneens gedetecteerd. Dit is de volgende registratie. Een registratie is daarmee de weergave van een verplaatsing naar een volgend station. In de tabel is per vis het hoogste registratienummer op een bepaald station weergegeven. Dit is de laatste keer dat de vis op dit station is waargenomen. Op deze wijze wordt de route van de vis op hoofdlijnen inzichtelijk. De groene cellen staan voor registraties die eerder in de tijd plaats hebben gevonden dan de rode cellen. Deze laatste zijn de locaties waar de vis voor het laatst is waargenomen (geregistreerd).*



**Foto 5** Typische Maas-zalm (in paai-kleed) gevangen te Lith







Als gekeken wordt naar de stroomopwaartse migratie van volwassen salmoniden, dan ontstaat een divers beeld, maar lijken zeeforellen in sterkere mate stroomopwaarts te zwemmen dan zalmen. Een enkele salmonide wordt niet meer gedetecteerd na het loslaten. Waarschijnlijk zijn deze bezweken als gevolg van de gehele procedure van vangen, opgeslagen worden, verdoving, implantatie van de transponder etc.. Sommige vissen zwemmen gelijk stroomafwaarts. De procedure heeft een dusdanig impact gehad dat de motivatie voor stroomopwaartse migratie geheel teniet is gedaan. Andere vissen zwemmen stroomopwaarts, maar besluiten gedurende hun stroomopwaartse migratie weer stroomafwaarts te zwemmen. Er zijn ook vissen die op een bepaalde locatie voor het laatst worden gedetecteerd en dan niet meer worden gezien. Een dergelijke verdwijning kan verschillende oorzaken hebben: alsnog bezweken aan de procedure, gevangen worden, of predatie door bijvoorbeeld grote meervallen. In een recente studie in Frankrijk bleken 35% van 40 door een vistrap optrekkende zalmen te zijn gepredeerd door meervallen (Boulêtreau *et al.* 2018). Voor de vissen die voor het laatst gezien worden op het station te Buggenum is het aannemelijk dat ze het Lateraalkanaal zijn opgezwommen. Dit zijn vooral zalmen. Een aantal van deze vissen wordt later bovenstrooms van Roermond gezien.

Sommige vissen zijn een aantal maanden in de zomer uit beeld en duiken dan in de herfst of winter weer op om hun migratie te vervolgen. Waarschijnlijk hebben deze de diepe, koele Maasplassen opgezocht om te ontkomen aan minder geschikte condities op de Maas (hoge temperaturen, lage afvoeren) in de zomermaanden. Andere salmoniden zwemmen gelijk door naar de paaigronden in België. Er was één vis die gedurende de wintermaanden in België verbleef, daar waarschijnlijk heeft gepaaid en daarna stroomafwaarts is gezwommen. Stroomafwaartse migratie nadat een vis tot Borgharen of verder bovenstrooms is opgezwommen, wordt alleen bij zeeforel waargenomen.

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 6 vissen (3 zalmen en 3 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.

**Foto 6** Naar zee terugkerende Kelt, gevangen bij Lith, gestorven door uitputting.



**Tabel 23** Verloop van de migratie van salmoniden over de stuwvakken van de Maas

Riviertrajecten / stuwpannen	Benedenrivieren	< Lith	Lith - Grave	Grave - Sambeek	Sambeek - Belfeld	Belfeld - Roermond	Roermond - Linne	Linne - Borgharen	> Borgharen
Aantal vissen gedetecteerd in stuwpannd	13	66	97	46	34	30	18	18	14
N vissen laatste detectie (verlies vissen)	7	41	26	9	3	8	2	1	8
% laatste detectie van totaal aantal vissen	6%	37%	23%	8%	3%	7%	2%	1%	7%
% laatste detectie van vissen in stuwpannd	54%	62%	27%	20%	9%	27%	11%	6%	57%
Lengte traject (km)	70	37	25	27	45	17	12	54	13
% verlies per km	0,09%	1,00%	0,94%	0,30%	0,06%	0,42%	0,15%	0,02%	0,55%

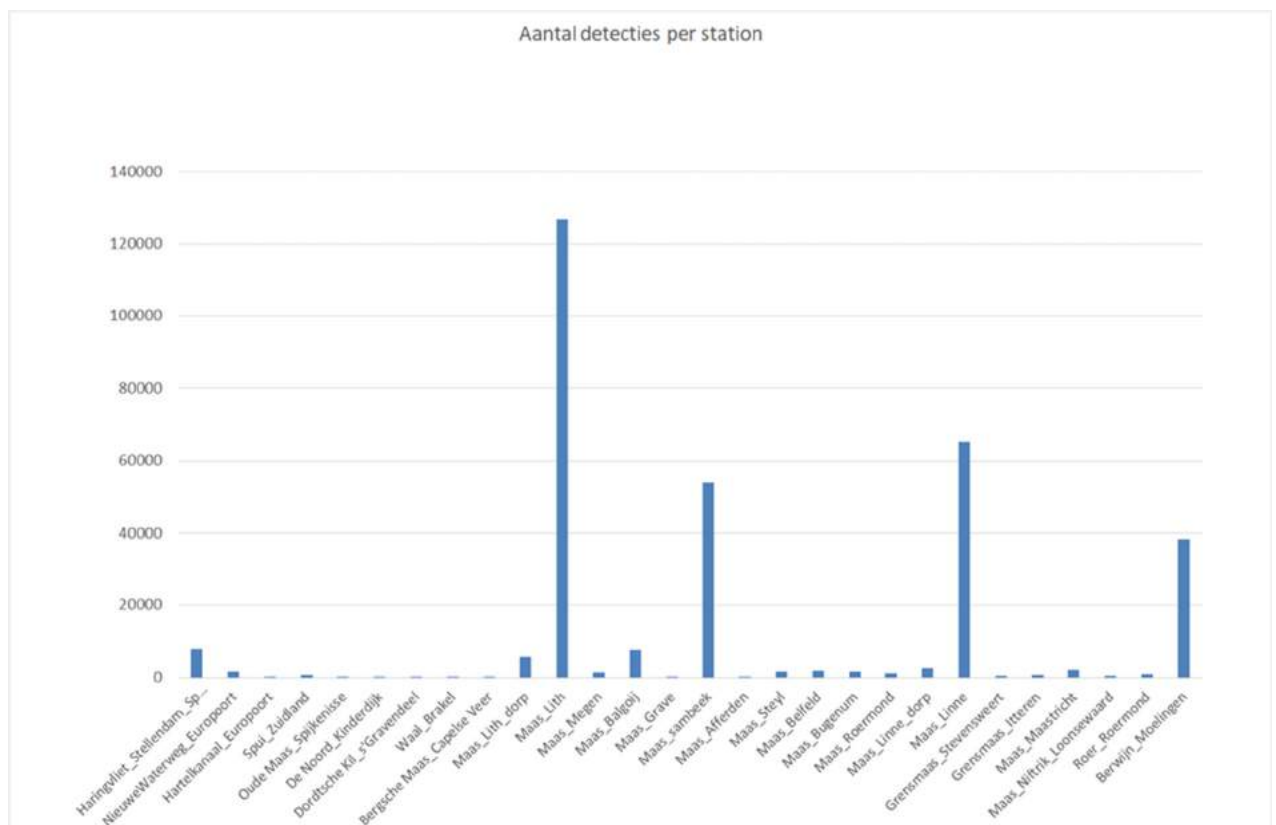
Tabel 23 geeft belangrijke kenmerken van het verloop van de migratie op de Maas. De eerste regel geeft het aantal salmoniden dat is gedetecteerd in de verschillende riviertrajecten / stuwpannen. De verliezen aan vissen in de verschillende riviertrajecten / stuwpannen staan in de tweede regel van de tabel. De absolute verliezen, in termen van stroomopwaartse migratie, zijn het hoogst in het riviertraject benedenstrooms van Lith (Lith – Capelse Veer). Hier verdwijnen 41 salmoniden. In het stuwpannd Lith-Grave worden 26 vissen voor het laatst gedetecteerd. In het stuwpannd Grave-Sambeek worden 9 vissen voor het laatst gedetecteerd. In stuwpannd Belfeld-Roermond en bovenstrooms van Borgharen worden 8 salmoniden voor het laatst gezien. In het Benedenriviereengebied verdwijnen 7 vissen. In het Sambeek-Belfeld verdwijnen 3 vissen. In het stuwpannd Roermond-Linne verdwijnen twee vissen en in het stuwpannd Linne-Borgharen één vis.

In het algemeen geldt, hoe langer een riviertraject / stuwpannd is, hoe groter de kans dat vissen verdwijnen. Daarom is in tabel 23 (onderste regel) ook het percentage verlies van salmoniden per kilometer weergegeven. Ook dan blijken de verliezen in het traject benedenstrooms van Lith en in het stuwpannd Lith-Grave het hoogst, met een verlies van ongeveer 1% per kilometer. In de meer bovenstrooms gelegen stuwpannen zijn de verliezen per kilometer aanzienlijk lager, met als laagste waarde het verlies in stuwpannd Linne-Borgharen (0,02% per kilometer, een factor 50 lager dan in de trajecten met de hoogste verliezen). Ook het stuwpannd Sambeek-Belfeld laat een relatief gering verlies zien (0,06% per kilometer). In het algemeen worden de verliezen per kilometer lager naar boven toe, maar een uitzondering hierop is het stuwpannd Belfeld-Roermond, met een relatief groot verlies van 0,42% per kilometer. Ook het verlies in het laatste traject (bovenstrooms van Borgharen) is aanzienlijk hoog met een verlies van 0,55% per kilometer. Maar dit is op zich niet vreemd, de salmoniden aldaar hebben (bijna) hun paaigronden bereikt en veel salmoniden sterven na de paai. Dit geldt overigens meer voor zalm dan voor zeeforel.

De oorzaken van het verlies van salmoniden tijdens hun stroomopwaartse migratie zijn niet eenduidig bekend. De directe verliezen benedenstrooms en bovenstrooms van Lith worden voor een deel veroorzaakt door een combinatie van een slechte conditie na de implantatie en mogelijke predatie door Europese meerval. In de eerste jaren van het telemetrisch onderzoek werden nog wel eens transponders teruggemeld door sport- en beroepsvissers. Omdat er inmiddels al vele jaren een terugzetverplichting voor salmoniden is, is terugmelding aanzienlijk minder waarschijnlijk geworden. Wat niet wegneemt dat vissen toch nog gevangen worden. Recent is er zelfs een geval geweest van stropers die onder de brug bij Moelingen in het riviertje de Berwijn een net hadden geplaatst om salmoniden te vangen.

Verder speelt ook het niet goed stroomopwaarts kunnen migreren een rol van betekenis. Er zijn zalmen en zeeforellen die ver stroomopwaarts komen, ergens onder een stuw lang blijven hangen en vervolgens weer stroomafwaarts zwemmen. Maar liefst 37 salmoniden vertonen dit heen en weer zwemgedrag, ze komen in meer of mindere mate bovenstrooms en zwemmen vervolgens weer stroomafwaarts om in het lange traject benedenstrooms van Lith te verdwijnen.

Sommige locaties vormen een probleem voor stroomopwaartse migratie, zie figuur 44. In deze figuur springen er een viertal locaties uit qua aantallen detecties per locatie. De locatie Lith scoort het hoogst met meer dan 120.000 detecties. Overigens is dit niet helemaal representatief, want het betreft een uitzetlocatie voor de salmoniden, die dus al bij uitzet gedetecteerd kunnen worden. Wel is het zeker zo dat veel salmoniden eerst stroomopwaarts zwemmen en vervolgens weer stroomafwaarts zwemmen en geruime tijd benedenstrooms van Lith aanwezig zijn, soms maanden. Vervolgens scoort de locatie Linne het één na hoogst met ruim meer dan 60.000 detecties. Het lijkt erop dat de vispassage hier moeilijk is te vinden. Bedacht moet worden dat het aantal stations bij Lith en Linne het dubbele is dan bij de overige stuwcomplexen, wat ook tot meer detecties leidt. Desalniettemin verandert het beeld hierdoor niet in enige mate van betekenis.



**Figuur 44** Aantal detecties op de verschillende locaties.

Afhankelijk van de omvang van de afvoer worden de salmoniden in de eerste instantie aangetrokken tot de WKC of de stuw. De vispassage ligt naast de WKC en vissen die meer benedenstrooms van de WKC worden gedetecteerd zwemmen, verhoudingsgewijs ook meer door de vispassage, waarover later meer. De hydraulische situatie bij Linne (en ook bij Lith) is complex, hetgeen leidt tot vertragingen bij de stroomopwaartse migratie.

Sambeek is het derde station qua aantallen detecties (ruim meer dan 50.000) en vormt eveneens een vertragende factor in de stroomopwaartse migratie. Overigens wordt dit niet veroorzaakt door de ligging van de vispassage. De benedenstroomse ingang van de vispassage bij Sambeek ligt vlak onder de stuw. In diverse bronnen in Hop (2014) wordt opgemerkt dat de lokstroom van de vispassage hier zeer gering is (soms <20 cm/s). Dat is veel te laag om aantrekkelijk te zijn voor salmoniden, deze prefereren een lokstroom van 1,5 tot meer dan 2 meter per seconde. De vele detecties zijn in enige mate ook wel inherent aan de ligging van het station (direct onder de stuw van Sambeek, net als bij Lith en Linne). Vissen zoeken direct onder de stuw naar een weg naar boven en worden dan veel gedetecteerd. Maar mede gezien de lage passagesnelheid (zie Tabel 24) is dit wel degelijk een knelpunt van betekenis.

De locatie Berwijn-Moelingen scoort ook hoog qua aantallen detecties. Er is hier één vis geruime tijd in de winter aanwezig geweest van 9 december 2010 tot en met 21 januari 2011. Deze vis, een zeeforel, zou heel goed hier gepaaid kunnen hebben en heeft heel wat heen en weer gezwommen in dit riviertje. Er zijn hier een kleine 40.000 detecties geweest, wat goed mogelijk is als de vis lang dichtbij het station is geweest (om de 8 seconden wordt door de transponder een signaal uitgezonden).

Om van stuwpland naar stuwpland te komen, moeten de salmoniden via de vistrappen stroomopwaarts geraken en worden daarbij gedetecteerd. Een enkele keer passeren zij daar via een andere route (via de scheepvaartsluizen, of zoals bij Linne, via het Lateraalkanaal). In het kader van de connectiviteit is het belangrijk om te zien hoe de vispassages functioneren voor deze diadrome vissoorten. Onderstaande tabel ([berekening 1](#)) geeft het overzicht van de salmoniden die zijn gedetecteerd in de verschillende vispassages en de aantallen die bovenstrooms van de betreffende vispassages op andere detectiestations zijn gedetecteerd, in de periode 2009-2014 (recentere data zijn hierbij niet meegenomen, omdat het detectiestation in de vispassage te Linne gedurende enige tijd niet goed gewerkt heeft). In de tabel is weergegeven het aantal vissen (ID's) dat in de vispassages te Lith, Grave, Sambeek, Belfeld, Roermond, Linne en Borgharen gedetecteerd is. Op grond van detecties op andere stations bovenstrooms van die vispassages kan worden afgeleid het totaal aantal salmoniden dat daadwerkelijk bovenstrooms van de vispassage is gekomen. Hier-tussen bestaat een verschil omdat niet alle vissen via de vispassage bovenstrooms zijn gekomen. Deze vissen hebben de vistrap mogelijk niet kunnen vinden en hebben een andere route moeten zoeken. Voor hen was de vispassage dus niet succesvol en kan het berekende percentage detecties van vissen in de vispassage worden gezien als de passability ( $p$  waarde) van de vispassage. In de tabel is tevens weergegeven de gemiddelde verplaatsingssnelheid (m/s) van de salmoniden op het traject (tussen stations) waarbinnen de vispassage is gelegen. Een hoge verplaatsingssnelheid is indicatief voor het gemak waarmee de vispassage kan worden gevonden / gepasseerd.

**Tabel 24** Detecties van volwassen salmoniden (2009-2014) in de vispassages op de Maas en verplaatsingssnelheid

Vispassage	Aantal ID's in vispassage	Aantal ID's bovenstrooms	Percentage in de vistrap (= p)	Verplaatsingssnelheid op het traject
Lith*	65	78	83%	-
Grave	13	21	62%	0,072 m/s
Sambeek	7	14	50%	0,063 m/s
Belfeld	15	17	88%	0,092 m/s
Roermond	9	10	90%	0,153 m/s
Linne	8	10	80%	0,068 m/s
Borgharen	8	8	100%	0,105 m/s

Als eerste een kanttekening bij de detecties in de vistrap te Lith. Aldaar vonden de implantaties van transponders plaats en is het mogelijk dat de vissen al gedetecteerd werden voordat zij waren losgelaten. Daarnaast betreft het vissen die na uitzet bovenstrooms de vispassage inzwommen. Hoe het ook zij, voor het merendeel werden de salmoniden gevangen in een fuik aan de bovenstroomse zijde van de vispassage, met andere woorden; deze waren deze vispassage al doorgetrokken. De efficiëntie van de vistrap te Lith is in 1993 onderzocht door salmoniden benedenstrooms van de vistrap te vangen middels zalmsteekvisserij (circa 100 meter benedenstrooms van de stuw) en deze van een merk te voorzien (Carlin Tag). Op basis van terugvangsten van deze vissen achter de vistrap is berekend dat 70% (alternatieve p waarde voor Lith) van deze vissen via de vistrap stroomopwaarts wist te trekken (Lanters, 1995).

Evident is dat de vispassages te Grave en Sambeek het slechtst presteren, met respectievelijk 62% en 50% van de gepasseerde individuen die in de vispassage gedetecteerd werden. Omdat ter plaatse geen andere route voorhanden is, is het zeer waarschijnlijk dat de vissen via de scheepvaartsluis stroomopwaarts zijn gekomen. Misdetectie in de vispassage valt niet uit te sluiten, maar ligt niet voor de hand. De dimensies in de vispassage zijn klein, waarbij de vissen vlak boven de detectiekabels zwemmen.

Gesteld kan worden dat de *p* (*passability*) waarde van de afzonderlijke stuwcomplexen hoger is dan in tabel 24 is weergegeven, immers er komen meer vissen bovenstrooms dan alleen via de vispassages. Dat is op zich correct, echter de aanwezigheid van stuwen is de 0-situatie waarin de vispassages verbetering moeten brengen voor de vismigratie. Het gaat hier om de bijdrage van de vispassages aan de connectiviteit.

Vriese & Boerkamp (2015) geven aan dat salmoniden soms zeer langdurig worden waargenomen benedenstrooms van de stuw van Sambeek, vlakbij de vispassage. Dit station ligt vlak onder de stuw. Om via de scheepvaartsluizen bovenstrooms te komen, moeten de salmoniden een aanzienlijke afstand stroomafwaarts terugzwemmen. Als de scheepvaartsluizen een makkelijker route zouden vormen, dan werden de dieren niet zo frequent waargenomen op het station onder de stuw. De vindbaarheid van de vispassage is dus problematisch.

In tabel 24 is, naast de passage efficiëntie, ook de gemiddelde verplaatsingssnelheid van de salmoniden weergegeven over het traject waarin de vispassage is gelegen. Te zien valt dat deze snelheid het laagst is bij Sambeek en het hoogst bij Roermond en Borgharen, waarin ook procentueel de meeste salmoniden zijn geregistreerd ten opzichte van bovenstrooms (dus de vistrap is relatief makkelijk vindbaar en passeerbaar). Overigens zijn de verschillen in de verplaatsingssnelheid in de trajecten met vispassages onderling niet statistisch significant (ondanks dat bijvoorbeeld Roermond meer dan twee keer zo snel gepasseerd kan worden dan Sambeek), maar dat ligt meer aan de beperkte hoeveelheid data. Als de verplaatsingssnelheid van salmoniden op riviertrajecten zonder kunstwerken wordt vergeleken met die in de trajecten met vispassages/stuwcomplexen, dan zijn de verschillen wel vaak significant (76 van de 84 keer, meer dan 90% van de trajecten). De verplaatsingssnelheid op de riviertrajecten zonder kunstwerken is dus significant hoger dan op trajecten met kunstwerken (vispassages/stuwcomplexen). De vistrap te Roermond vormt hierop een uitzondering. Het verschil in verplaatsingssnelheid door deze vistrap is in 6 van de 14 keer niet significant anders dan die op de trajecten zonder kunstwerken. Dit is wederom een aanwijzing dat de vistrap te Roermond aanzienlijk beter presteert dan de andere vispassages.

Een berekening (berekening 2) van de p waarde ook anders kan worden uitgevoerd door uit te gaan van het aantal salmoniden dat benedenstrooms van het stuwcomplex is aangekomen en dat aantal te vergelijken met het aantal salmoniden dat daadwerkelijk door de vispassage passeert. Problematisch hierbij is het volgende: alleen bij Lith, Sambeek en Linne zijn er detectiestations direct benedenstrooms van het stuwcomplex aanwezig. Dan kan worden vastgesteld dat de vissen ook daadwerkelijk de locatie hebben bereikt. Bij Grave is het benedenstroomse detectiestation gelegen bij Balgoij (op 2,1 km afstand), bij Belfeld is dat het station bij Steyl (op 1,8 km afstand), bij Roermond is dat het station bij Buggenum (2,3 km afstand) en bij Borgharen is dat het station gelegen bij Itteren (op 4,4 km afstand). Detectie op die locaties geeft nog geen garantie dat de vissen het stuwcomplex bereiken. Desalniettemin, als deze data worden gebruikt (gehele periode 2009-2019) dan zijn de percentages als volgt: Lith 108%, Grave 62%, Sambeek 21%, Belfeld 75%, Roermond 47%, Linne 56% en Borgharen 100%. De waarde bij Lith is onbetrouwbaar (uitzetlocatie). Sambeek kent het laagste percentage, nog aanzienlijk lager dan in tabel 24, Borgharen het hoogste percentage. Het percentage te Roermond en Linne is aanzienlijk lager dan in tabel 24. In de periode vanaf 2014 zijn er relatief veel vissen die voor het laatst worden geregistreerd op station Buggenum. Een enkele vis is vanaf daar stroomafwaarts gezwommen. Voor Linne geldt dat het station in de vispassage gedurende geruime tijd niet goed heeft gewerkt (vanaf mei 2018, uit analyse van de routes blijkt dat na die datum zeker vier vissen de vistrap gepasseerd zijn, zonder gedetecteerd te worden en er verder geen enkele vis is waargenomen in de vispassage bij Linne).

Overigens is de vispassage bij Sambeek eerder onderzocht (Kemper & De Laak, 2004) door middel van telemetrie met 96 salmoniden (11 zalmen, 84 zeeforellen en 1 regenboogforel). Van deze vissen hebben 53 exemplaren succesvol de vistrap gepasseerd. Van het totale aantal zijn 11 vissen na uitzet nooit meer waargenomen en 22 vissen zijn direct stroomafwaarts gemigreerd. Hiermee komt het aantal vissen dat gemotiveerd is om stroomopwaarts te migreren op 63 stuks. Hiervan migreerden 53 vissen via de vispassage. Daarmee komt de migratie via de vistrap op 84% ( $53/63 \times 100$ ), in de periode 2000-2003.

Als laatste kan de berekening (berekening 3) van de p-waarde worden uitgevoerd op basis van de aantallen die benedenstrooms bij het stuwcomplex aankomen (met de kanttekeningen hierboven genoemd) en de aantallen die bovenstrooms van het stuwcomplex worden geregistreerd, dus los van de registraties in de vispassage. Bij Lith worden er benedenstrooms 52 vissen gedetecteerd en bovenstrooms 76 (146%). Bij Grave benedenstrooms 55 vissen en bovenstrooms 42 (76%), bij Sambeek benedenstrooms 41 vissen en bovenstrooms 31 (76%), bij Belfeld benedenstrooms 31 vissen en bovenstrooms 25 (81%) bij Roermond benedenstrooms 29 vissen en bovenstrooms 17 (58%). Bij Linne benedenstrooms 15 vissen en bovenstrooms 12 (80%) en bij Borgharen benedenstrooms 13 vissen en bovenstrooms 11 (85%). Tabel 25 bevat alle verschillende wijzen van berekening van de p-waarde samen.

**Tabel 25** Registratie van volwassen salmoniden (ID's) (2009-2019) en verschillende wijzen van berekening p-waarde

Stuwcomplex	ID's benedenstrooms	ID's bovenstrooms	ID's in de vispassage	Berekening 1 (2009-2014)	Berekening 2 (2009-2019)	Berekening 3 (2009-2019)
Lith*	52	76	53	83%	108%	146%
Grave	55	42	34	62%	62%	76%
Sambeek	41	31	9	50%	21%	76%
Belfeld	31	25	23	88%	75%	81%
Roermond	29	17	13	90%	47%	58%
Linne	15	12	8	81%	56%	80%
Borgharen	13	11	13	100%	100%	85%

\*: berekeningen bij Lith zijn onbetrouwbaar omdat dit de uitzetlocaties is (alternatieve p-waarde is 70%).

Bij berekening 3 worden dus ook de alternatieve routes (scheepvaartsluizen, kanalen) om bovenstrooms van het stuwcomplex te komen, meegenomen. Een en ander betreft dus niet alleen de prestatie van de vispassages. Bij berekening 2 presteren de vispassages bij Sambeek, Roermond en Linne aanzienlijk slechter met de kanttekening dat het detectiestation in de vispassage Linne geruime tijd niet heeft gewerkt. Het is onze overtuiging dat berekening 1 de meest representatieve p-waarden geeft, waarbij mede op basis van de grote aantallen detecties en vertraging vispassage te Lith, Sambeek en Linne het slechtst presteren.

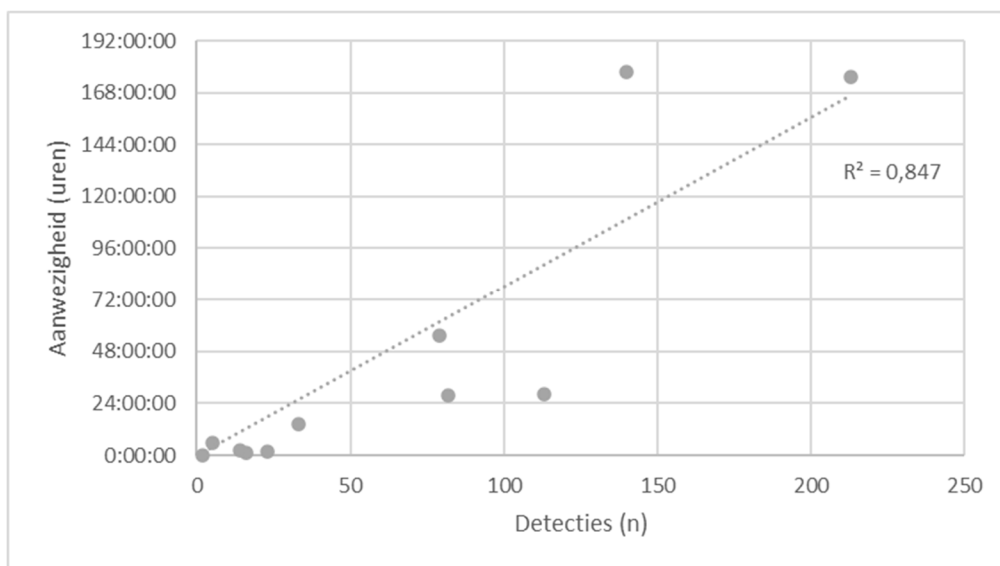
Om de vertraging van vissen tijdens de stroomopwaartse migratie in beeld te brengen is een analyse uitgevoerd van de vissen die bij het stuwcomplex te Linne zijn aangekomen op basis van alle beschikbare data (2009-2019). Op deze locaties zijn zowel boven- als benedenstrooms van het stuwcomplex detectiekabels aanwezig: benedenstrooms van de stuw en benedenstrooms van de wkc, in de vistrap en bovenstrooms van de wkc en bovenstrooms van de stuw (allemaal aparte stations, zie figuur 45). In figuur 46 is de tijdsduur weergegeven dat salmoniden aanwezig zijn benedenstrooms van het stuwcomplex, in relatie tot het aantal detecties. Over het algemeen weten vissen binnen 24 uur stroomopwaarts te komen (mediaan 14 uur en 30 minuten) (vergelijkbaar met Sambeek). Er zijn echter ook vissen die het pas na zeven dagen lukt om het stuwcomplex te passeren. Op basis van het aantal detecties is het aannemelijk dat deze vissen hierbij continu op zoek zijn naar een manier om stroomopwaarts te trekken.



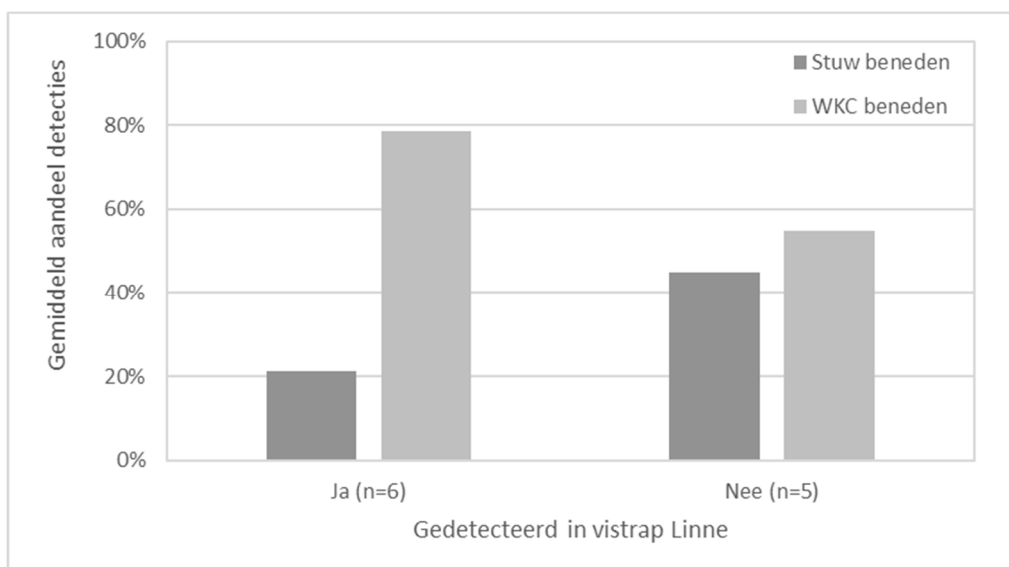
**Figuur 45** Ligging van de detectiestations (rode lijnen) bij het stuwcomplex van Linne (rechts: benedenstrooms).

Bij de vissen die in de vistrap zijn gedetecteerd, valt op dat deze in verhouding aanzienlijk vaker bij de WKC zijn waargenomen (zie figuur 47). Waarschijnlijk komen deze vissen af op de stroming vanuit de WKC en weten daar vandaan relatief makkelijk de ingang van de vistrap te vinden. De vissen die niet in de vistrap zijn gedetecteerd, zijn in verhouding minder vaak bij de WKC gedetecteerd en vaker bij de stuw. Deze vissen blijken de ingang van de vistrap minder goed te vinden, mogelijk vanwege de oriëntatie op het water dat over de stuw komt. Voor de vissen betrokken in deze analyse (11 exemplaren) is de afvoersituatie op de Maas nagegaan. Slechts bij één vis was de afvoer over de stuw verschillende malen groter dan de afvoer door via WKC. Deze vis werd 16 keer geregistreerd benedenstrooms van de stuw en 97 keer benedenstrooms van de WKC. Voor het merendeel van de vissen (7) geregistreerd bij Linne was de afvoer grofweg

tussen 100-300 m<sup>3</sup>/s, waarbij naar verwachting al het water via de WKC gaat. Desalniettemin werden deze vissen frequent benedenstrooms van de stuw geregistreerd (gemiddeld 19 keer bij de stuw en 32 keer benedenstrooms van de WKC). Bij een afvoersituatie van 375 m<sup>3</sup>/s was er één vis die alleen is waargenomen benedenstrooms van de WKC en in het geheel niet benedenstrooms van de stuw. Het lijkt er dus op dat het zoekgedrag van de salmoniden bij het stuwcomplex Linne uitgebreider is dan verwacht. Op basis hiervan is het zeer waarschijnlijk dat een extra vispassage aan de zijde van de stuw de stroomopwaartse vismigratie bij stuwcomplexen uitgerust met een WKC aanzienlijk zal verbeteren. Alle vissen zijn bovenstrooms van het stuwcomplex van Linne geregistreerd. Twee vissen werden voor het laatst geregistreerd bovenstrooms van de WKC. In totaal werden 6 vissen op het station Maas\_Maastricht waargenomen. Drie vissen zijn voor het laatst waargenomen in de vistrap te Borgharen. Voor het merendeel betreft het dus succesvolle migranten die nagenoeg de gehele Maas op Nederlands grondgebied zijn gepasseerd.



**Figuur 46** Relatie tussen aanwezigheid van salmoniden en aantal detecties benedenstrooms van Linne.



**Figuur 47** Locatie van detecties (wkc/stuw) van vissen die via vistrap passeren of waarvan passage niet bekend is.



### Stroomafwaartse migratie van smolts

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). 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 (waar onder 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.

Zoals al eerder aangegeven, is de stroomafwaartse migratie waarbij barrières moeten worden gepasseerd over het algemeen makkelijker dan stroomopwaartse migratie bij barrières. De vissen kunnen zich veelal eenvoudig met de grootste watermassa stroomafwaarts verplaatsen, maar lopen hierbij wel enig risico. Als het merendeel van het water door een waterkrachtcentrale gaat, dan kan een aanzienlijke sterfte optreden. Ook het vallen over een stuw is niet zonder risico. Hoewel de val niet direct tot schade hoeft te leiden (zie Vriese, 2017), komt de vis wel in een zeer turbulente waterstroom (zie foto 3), waardoor deze gedesoriënteerd kan raken. Bij gedesoriënteerde vissen is de reactie op een predator onderdrukt, soms wel tot 24 uur lang (zie figuur 48) (Odeh *et al.*, 2002). De vissen zijn dan een makkelijke prooi voor predatoren die hen benedenstrooms van een stuw opwachten.

In Vriese *et al.* (2015a) zijn de data van de smoltmigratie geanalyseerd 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). De mogelijkheid tot (succesvolle) passage kan hierbij uitgedrukt worden als een  $p$  waarde (waarde tussen 0-1, zie paragraaf 4.1.2). Om tot een inschatting van de  $p$  te komen, zijn de data opnieuw geanalyseerd waarbij het onderscheid tussen WKC-passage en stuwpassage bij Linne niet is gemaakt en de passage bij Lith is meegenomen. Tabel 26 geeft hiervan het resultaat. Net als hierboven zijn de jaren 2011 en 2012 buiten deze analyse gehouden. In genoemde jaren was de kwaliteit van de smolts dusdanig slecht dat er veel uitval was onder de migrerende vissen als gevolg van schimmelinfectie.

**Tabel 26** Aantallen en verlies van smolts op de verschillende trajecten en p waarde (jaren 2009, 2010 en 2013)

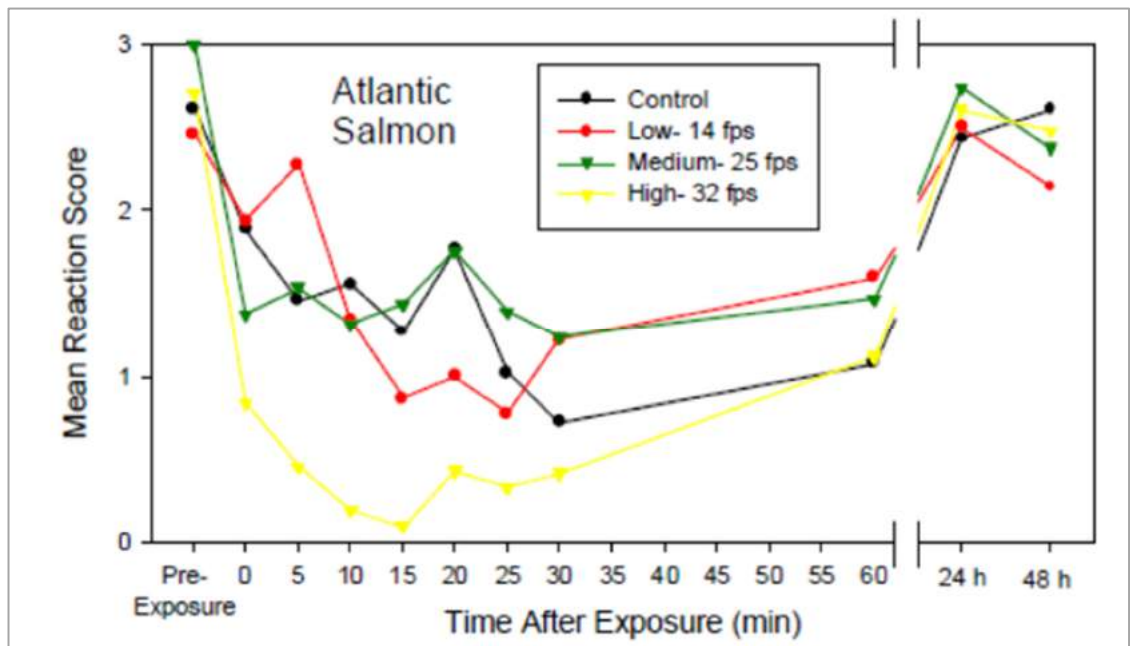
Nr	Traject			Smoltmigratie 2009, 2010 en 2013			
	Begin	Eind	afstand (km)	N Begin	N Eind	Verlies	p
1	Maas_Linne_boven	Maas_Linne_beneden	0,2	303	303	0	
2	Maas_Linne_beneden	Maas_Linne_dorp	1,5	303	281	22	
3	Maas_Linne_dorp	Maas_Roermond_bov	9,3	281	250	31	83
4	Maas_Roermond_bov	Maas_Buggenum	3,7	250	229	21	92
5	Maas_Buggenum	Maas_Belfeld_bov	13,7	229	219	10	
6	Maas_Belfeld_bov	Maas_Steyl	2,5	219	212	7	97
7	Maas_Steyl	Maas_Afferden	42,1	212	194	18	
8	Maas_Afferden	Maas_Sambeek_ben_stu	1,8	194	192	2	99
9	Maas_Sambeek_ben_stu	Maas_Grave_bov	26,2	192	184	8	
10	Maas_Grave_bov	Maas_Balgoij	2,5	184	182	2	99
11	Maas_Balgoij	Maas_Megen	13,6	182	180	2	
12	Maas_Megen	Maas_Lith_boven	9,8	180	176	4	
13	Maas_Lith_boven	Maas_Lith_beneden	0,3	176	170	6	
14	Maas_Lith_beneden	Maas_Lith_dorp	1,3	170	146	24	83

De tabel geeft de aantallen smolts aan het begin en het einde van een traject tussen NEDAP-detectiestations. De lichtoranje gearceerde trajecten zijn de trajecten waarin een stuwcomplex met vispassage ligt (en bij Linne en Lith een waterkrachtcentrale). Voor de berekeningen zijn de trajecten 1, 2 en 3 (Linne) en 13 en 14 (Lith) samengenomen (hierom is regel 3 ook oranje gearceerd). De reden hiervoor is dat de sterfte veroorzaakt bij Linne en Lith maar beperkt direct kan worden geconstateerd omdat de detectiestations (boven en benedenstreams) vlak bij elkaar liggen. Door de trajecten samen te nemen zijn deze ook beter vergelijkbaar met de lengte van de andere trajecten waarbinnen een vispassage ligt. Ook is uit literatuur duidelijk geworden dat gewonde of dode smolts nog een aanzienlijke afstand kunnen meestromen en dan alsnog gedetecteerd kunnen worden. Havn *et al.* (2018) vonden dat dode smolts nog 1,9 km benedenstreams van een waterkrachtcentrale konden worden waargenomen.

De *p* waarde wordt dan als volgt berekend: (aantal smolts benedenstreams gedetecteerd / aantal smolts bovenstreams gedetecteerd) x 100. Te zien is dat de *p* waarde het hoogst op trajecten met alleen stuwen (*p* = 92-99) en het laagst op trajecten met een waterkrachtcentrale (Linne en Lith beide: *p* = 83). Deze *p* waarden zijn natuurlijk aanzienlijk hoger dan de hierboven gerapporteerde sterftepercentages, maar die hebben dan ook betrekking op het hele traject van Linne naar Lith, waarbij op de rivier dan ook nog een aanzienlijke sterfte kan optreden als gevolg van predatie.



**Foto 7** Stuw te Roermond met zeer turbulente water.



**Figuur 48** Reactie op predatoren van zalmsmolts blootgesteld aan verschillende niveaus van turbulentie (bron: Odeh et al, 2002) de verschillende lijnen betreffen de reactiescore op predatoren van zalmsmolts die zijn blootgesteld aan verschillende niveaus van turbulentie. De gele lijn is de reactiescore van vissen die aan een hoog turbulentieniveau zijn blootgesteld. Zij vertonen de laagste reactiescore, waarbij de reactiescore ook gedurende een lange tijd onderdrukt is (> 50 uur). Predatie is dan zeer waarschijnlijk.

### Stroomafwaartse migratie van schieraal

In totaal zijn in de periode 2008-2012 840 schieralen voorzien van NEDAP-transponders uitgezet in de Maas. Deze vissen werden betrokken van beroepsvissers op deze rivier. De schieralen worden elk jaar globaal in de periode november-december uitgezet. Gedurende de eerste drie jaar van de studie zijn de schieralen uitgezet in de Berwijn, zijrivier van de Maas in België. De laatste twee jaren van het onderzoek werden de schieralen uitgezet in de Grensmaas bij Ohé en Laak. Van de schieralen is 75% uiteindelijk gedetecteerd op het NEDAP-netwerk. Ook bij de schieralen is gekeken naar het effect van het passeren van de waterkrachtcentrale te Linne. Passage van de WKC te Linne levert, op het traject van Linne tot Lith, in alle jaren een hoger sterftepercentage op dan passage van de stuw (2008: 47% WKC, 40% stuw; 2009: 58% WKC, 42% stuw; 2010: 44% WKC, 21% stuw; 2011: 67% WKC, 27% stuw; 2012: 59% WKC, 37% stuw). De verliezen aan schieraal bij Lith laten een minder consequent beeld zien dan bij Linne. Voor schieraal geldt wel dat passage via de WKC te Lith qua sterfte meestal hoger uitpakt. Om tot een inschatting van de  $p$  waarde te komen, zijn de data opnieuw geanalyseerd waarbij het onderscheid tussen WKC-passage en stuwpassage bij Linne niet is gemaakt. Tabel 27 geeft hiervan het resultaat.

De  $p$  waarde wordt dan weer als volgt berekend: (aantal schieralen benedenstrooms gedetecteerd / aantal schieralen bovenstrooms gedetecteerd)  $\times$  100. De  $p$  waarde is het hoogst op trajecten met alleen stuwen ( $p = 98-100$ ) en het laagst op trajecten met een waterkrachtcentrale (Linne:  $p = 92$  en Lith:  $p = 91$ ). In het algemeen zijn de  $p$  waarden voor schieraal hoger dan voor smolts. De schieraal als zodanig is een beduidend minder kwetsbare vis dan de smolts. Dit blijkt ook uit de weerstand van de soorten tegen botsingen met structuren (bijvoorbeeld de rotor van een WKC). Uit onderzoek is gebleken dat een botsingsnelheid

van  $\geq 5$  m/s nodig is om schade te veroorzaken bij salmoniden. Voor aal ligt deze grens hoger en treedt pas schade en sterfte op bij botsingssnelheden  $\geq 8$  m/s (EPRI, 2011; Van Esch & Spierts, 2014).

**Tabel 27** Aantallen en verlies van schieraal op de verschillende trajecten en p waarde (jaren 2008-2012)

Traject				Schieraalmigratie 2008-2012			
Nr	Begin	Eind	afstand (km)	N Begin	N Eind	Verlies	p
1	Maas_Linne_boven	Maas_Linne_beneden	0,2	367	367	0	
2	Maas_Linne_beneden	Maas_Linne_dorp	1,5	367	351	16	92
3	Maas_Linne_dorp	Maas_Roermond_bov	9,3	351	336	15	
4	Maas_Roermond_bov	Maas_Buggenum	3,7	336	332	4	99
5	Maas_Buggenum	Maas_Belfeld_bov	13,7	332	318	14	
6	Maas_Belfeld_bov	Maas_Steyl	2,5	318	313	5	98
7	Maas_Steyl	Maas_Afferden	42,1	313	282	31	
8	Maas_Afferden	Maas_Sambeek_ben_stu	1,8	282	278	4	99
9	Maas_Sambeek_ben_stu	Maas_Grave_bov	26,2	278	250	28	
10	Maas_Grave_bov	Maas_Balgoij	2,5	250	249	1	100
11	Maas_Balgoij	Maas_Megen	13,6	249	241	8	
12	Maas_Megen	Maas_Lith_boven	9,8	241	234	7	
13	Maas_Lith_boven	Maas_Lith_beneden	0,3	234	231	3	
14	Maas_Lith_beneden	Maas_Lith_dorp	1,3	231	212	19	91

Deze p waarden zijn natuurlijk aanzienlijk hoger dan de hierboven gerapporteerde sterftepercentages bij schieraal, maar die hebben dan ook betrekking op het hele traject van Linne naar Lith, waarbij op de rivier dan ook nog een aanzienlijke sterfte kan optreden als gevolg van predatie. Verder geldt dat beschadigde schieralen nog lang kunnen overleven en pas sterven verder benedenstrooms.

#### Migratie van potadrome vissoorten

Voor diadrome soorten als aal, zalm en zeeforel is het evident dat migratie noodzakelijk is om de levenscyclus te voltooien en de populaties in stand te houden. Voor meer algemene soorten is dit afhankelijk van de eisen die soorten stellen aan paai-, opgroei- en overwinteringshabitat. Voor deze soorten is de mate van habitatdiversiteit in het leefgebied bepalend in hoeverre migratie over grote afstanden noodzakelijk is. De zogenaamde potadrome vissoorten migreren hierbij over kleinere afstanden dan de diadrome vissoorten. Vaak zijn dit stroomminnende soorten met specifieke eisen wat betreft paai- en opgroei-habitat. Bij de zogenaamde limnofiele soorten bevinden paai- en opgroei-gebieden zich vaak dicht bij elkaar.

Voor de soorten barbeel, kopvoorn, sneep, winde en brasem is middels (beperkt) telemetrisch onderzoek inzicht verkregen in de migratie op de Maas. Hoewel soorten als barbeel, kopvoorn en sneep relatief veel gebruik maken van de vistrappen, zijn de afstanden waarover deze soorten migreren in de praktijk toch beperkt. Het gaat hierbij om afstanden in de orde grootte van enkele tientallen kilometers (De Leeuw & Winter, 2006; Spierts *et al.*, 2010). Het is goed mogelijk dat paai- en opgroei-gebieden van deze soorten in de Maas relatief dicht bij elkaar liggen. Zijkeden van de Maas kunnen hierbij een rol vervullen. Bij onderzoek naar de optrek van vis naar de Geul bleek dat deze soorten wel in relatief grote aantallen dit zijwater optrokken, wat eveneens geldt voor serpeling en riviergrondel (De Vocht & Pasmans, 2012).

Bij winde zijn de waargenomen migratiepatronen sterk variabel. Individuen van deze soort vertonen vrijwel geen migratie tot migratie over afstanden tot wel honderden kilometers (De Leeuw & Winter, 2006). In

tegenstelling tot barbeel, kopvoorn en sneep is de winde minder afhankelijk van stromend water, waardoor het areaal met geschikt habitat aanzienlijk groter is dan voor de overige soorten. Hoewel winde periodiek in grote aantallen gebruik kan maken van de vistrappen (zoals in de vistrap van Roermond in 2009), was de migratie bij telemetrisch onderzoek veelal beperkt tot de vrij begaanbare delen van het riviersysteem (De Leeuw & Winter, 2006). Voor brasem is via telemetrisch onderzoek vastgesteld dat de aanwezigheid van deze vissen over het algemeen sterk plaatsgebonden is (Vis & Spierts, 2009). Er is hierbij wel migratie tussen zijwateren (Maasplassen) en de hoofdstroom van de rivier. Migratie over grote afstanden in de hoofdstroom van de Maas is echter niet waargenomen.

#### 4.2.3 VISMIGRATIE ZIJWATEREN MAAS

Zoals in voorgaande paragraaf is te lezen, kunnen zijwateren een belangrijke rol spelen in de levenscyclus van vissoorten. Zijbeken kunnen, door de aanwezigheid van ondiep stromend habitat, bijvoorbeeld dienen als paai- en opgroeigebied voor stroomminnende soorten. In de aangetakte Maasplassen is juist een groot areaal aan oevers aanwezig en is er sprake van diep en stilstaand water. Deze wateren kunnen een functie vervullen in de paai- en opgroei van eurytope en limnofiele soorten, of kunnen als overwinteringsplaats dienen voor eurytope soorten die in de hoofdstroom van de Maas voorkomen. In deze paragraaf wordt ingegaan op de migratie van vissen vanuit de hoofdstroom van de Maas naar de zijbeken.

##### Beken en zijrivieren

In het Nederlandse traject van de Maas zijn er, zoals eerder aangegeven, een groot aantal beken die water aanvoeren. Dit is zichtbaar gemaakt in paragraaf 3.2.4. De afvoer varieert hierbij van enkele liters per seconde bij de kleinste beken, tot tussen de 10 en 25 m<sup>3</sup>/s bij grotere beken zoals de Roer en de Niers. In het verleden waren veel beekmondingen in steen vastgezet of was sprake van een watervalletje. Hierdoor was de optrekbaarheid van de beekmondingen voor vis niet altijd optimaal. Mede vanuit de KRW zijn veel van de beekmondingen min of meer hersteld. Verderop in de beek kunnen nog wel vismigratie barrières aanwezig zijn. Veelal in de vorm van stuwen of watermolens. Ook hier geldt dat de laatste jaren veel van deze barrières zijn opgeheven of door middel van vismigratievoorzieningen vispasseerbaar zijn gemaakt.

Van de verschillende Nederlandse zijbeken is vooral bij de Roer en de Geul de vismigratie in beeld gebracht. Bij de Roer hangt dit deels samen met de aanwezigheid van de vistrap en vangkooi bij de ECI centrale. In de Geul zijn migratiegedrag en -patronen van de reofiele visgemeenschap in beeld gebracht middels telemetrisch onderzoek (Lemmers *et al.*, 2020). Zowel in de Roer als in de Geul zijn er hertintroductieprogramma's van salmoniden.

Uit het onderzoek van Lemmers *et al.* (2020) blijkt dat natuurlijke beekmondingen, zoals de Geul, van groot belang zijn voor diverse vissoorten als paai- en opgroeigebied. Tussen maart en juni trekken jaarlijks paarijpe barbelen, kopvoorns en snepen vanuit de Grensmaas de Geul op om te paaien. De paai vindt waarschijnlijk plaats tussen Bunde en Meerssen. Dit is circa drie tot vier kilometer stroomopwaarts van de monding. Soorten als beekforel en serpeling zijn hoofdzakelijk resident in de benedenloop van de Geul (Lemmers *et al.*, 2020). De meeste jonge zalmen blijken in maart stroomafwaarts te trekken in de Geul (Lemmers *et al.*, 2020). Begin april worden deze in de monding van de Geul gezien, op weg naar zee.

Uit onderzoek van Pasmans (2011) bleek eveneens de migratie van vis vanuit de Maas naar de benedenloop van de Geul en omgekeerd. Tijdens fuikmonitoring, op 150 meter vanaf de monding, werden 30 vissoorten gevangen. Hierbij waren soorten als gestippelde alver, rivierprik en zalm. Vanaf half april zwommen paarijpe barbelen en de eerste kopvoorns stroomopwaarts. Soorten als serpeling en sneep werden vooral vanaf de tweede helft van mei gevangen. In het voorjaar blijken daarnaast vele juveniele en subadulte vissen uit de Geul naar de Grensmaas te trekken.

De stroomafwaartse migratie van juveniele en subadulte vissen is ook in de Roer waargenomen (Gubbels *et al.*, 2016). Juvenielen van verschillende soorten migreren hierbij op verschillende momenten stroomafwaarts. In totaal zijn bij migratieonderzoeken in de Roer 47 vissoorten gevangen (periode 2009-2014). Rivier- en zee-prik trekken de Roer op om te paaien. Dat dit succesvol is, blijkt uit de stroomafwaarts migrerende juveniele exemplaren van deze soorten. Rivier- en zee-prik worden echter niet elk jaar waargenomen tijdens de migratieonderzoeken. Voortplanting lijkt daarmee ook niet elk jaar plaats te vinden in de Roer (Gubbels *et al.*, 2016). Ook bij zalmachtigen is er sprake van een sterke variatie van jaar tot jaar. Vooral in september en oktober trekken paarijpe zalmen de Roer op. Afgepaaide zalmen zijn eveneens waargenomen, al is niet bekend in welk traject van de Roer is gepaaid. Smolts trekken vooral in de periode van half maart tot half mei stroomafwaarts, richting zee. Stroomopwaarts migrerende zeeforellen worden vrijwel het gehele jaar door aangetroffen (Gubbels *et al.*, 2016).

Buiten de landsgrenzen is de vismigratie onder andere in de Amblève (19 m<sup>3</sup>/s) en Berwijn (2 m<sup>3</sup>/s) over meerdere jaren onderzocht (respectievelijk 5 en 7 jaar, Benitez *et al.*, 2014). Gedurende het gehele jaar is er sprake van vismigratie, maar hierbij zijn wel grote verschillen zichtbaar bij soorten en leeftijdsklassen. Bij een soort als kopvoorn valt op dat, naast de optrek van adulte exemplaren, relatief veel juveniele vissen gebruik maken van de vismigratievoorzieningen. Vooral in het zomerhalfjaar is dit het geval. Zee-/beekforel wordt vrijwel het gehele jaar gevangen, waarbij dit voornamelijk volwassen exemplaren zijn. De piek in de migratie ligt hierbij omstreeks november.

In 2010 is de laterale connectiviteit van een aantal zijbeken van de Maas onderzocht in het Vlaams Gewest. Uit de vangstresultaten bleek dat een verbinding met de Grensmaas kan leiden tot intrek van relatief veel vissoorten vanuit de rivier (Hop, 2011). De zijbeken kunnen hierbij de functie van opgroeihabitat en paaihabitat vervullen, waarbij een goede waterkwaliteit een vereiste is. De Vocht (2006) zegt hierover dat de benedenlopen en beekmondingen van de beken in de Maasregio niet alleen belangrijk zijn voor de typische beekige vissoorten, maar ook als opgroeigebied voor juveniele vissen van de visgemeenschap in de Grensmaas. De visstand in de benedenlopen wordt hierbij beïnvloed door de aanwezigheid van een open verbinding en mogelijkheid tot vrije vismigratie vanuit de Maas (De Vocht, 2006).

### Plassen

In tegenstelling tot de zijbeken kenmerken de Maasplassen zich door de aanwezigheid van relatief diep stilstaand water. Doordat stromend habitat hier ontbreekt zijn de Maasplassen minder geschikt voor typische stroomminnende vissoorten. Eurytope en limnofiele soorten kunnen hier wel een goed habitat vinden, bijvoorbeeld in begroeide oeverzones of om in de wintermaanden te overwinteren in de diepere delen van deze zijwateren. Een open verbinding is hiervoor wel noodzakelijk. Uit telemetrisch onderzoek is gebleken dat een soort als brasem migreert tussen de Maasplassen en de hoofdstroom van de Maas (Vis & Spierts, 2009). Tijdens visstandbemonsteringen in de hoofdstroom en zijwateren van de Zandmaas in het

voorjaar van 2009 (eind maart / begin april) bleek dat in enkele zijwateren zeer omvangrijke visbestanden aanwezig waren, duidend op winterclustering (Hop, 2009).

Aangetakte wateren als de Maasplassen kunnen een rijke onderwatervegetatie herbergen (lit. in Semmekrot & Vriese, 1992), waarmee ze een rol kunnen spelen als potentiële paai- en opgroeigebieden voor vissoorten. Dit geldt in het bijzonder wanneer de oeverlengte in ogenschouw wordt genomen. Circa twee vijfde van de totale oeverlengte van de Maas ligt buiten de hoofdstroom (Semmekrot & Vriese, 1992). In hoeverre de zijwateren echt als paai- en opgroeigebied kunnen fungeren, is afhankelijk van de inrichting van de oevers en de waterdiepte. Semmekrot & Vriese (1992) schatten in op basis van 12 Maasplassen, die in open verbinding met de Maas staan, dat circa 50% geschikt lijkt als paai- en opgroeigebied. Maasplassen die niet in open verbinding staan met de Maas kunnen niet functioneren als paai- en opgroeigebied voor vissoorten in de hoofdstroom van de Maas. Wanneer sprake is van inundatie kunnen deze plassen wel een functie hebben als soortenreservoir en zodoende bijdragen aan de diversiteit van de visfauna in de Maasvallei (Semmekrot & Vriese, 1992).

#### 4.2.4 STERFTE VAN STROOMAFWAARTS MIGRERENDE VIS BIJ WKC'S

*Overzicht van sterfteonderzoek bij WKC's in het verleden (Vriese et al., 2013)*

Eind jaren '80 zijn de grotere WKC's in Nederland geïnstalleerd op de Maas (Linne en Lith) en op de Nederrijn-Lek (Maurik). Niet lang daarna werd de aandacht voor vismigratie groter en ontstond het besef dat vis beschermd moest worden tegen de effecten van WKC's. Als gevolg hiervan werd de optredende visschade bij een kleine WKC De Haandrik (100 kW, verticale Kaplan turbine) in de rivier de Overijsselse Vecht onderzocht in 1988 (Hadderingh, 1989). Het bleek dat speciaal schieraal erg gevoelig was; 24% van gepasseerde dieren was zwaar beschadigd of dood.

Vanaf dat moment verschoof de focus naar de grotere installaties op de Maas en dan speciaal de WKC te Linne (die overigens nagenoeg gelijk is aan die bij Lith). In 1990 werd de WKC te Linne voor het eerst bemonsterd door middel van een groot fuiknet dat aan de uitstroomopening werd bevestigd, gedurende 30 bemonsteringsnachten, bij verschillende debieten (30, 50 en 100 m<sup>3</sup>/s) (Bakker & Gerritsen, 1992a; 1992b). Het bleek dat de schade aan aal afhankelijk was van het debiet door de turbine (meeste schade bij lage debieten; de leid- en loopschoepen hebben dan een kleinere opening, waarmee de botsingskans toeneemt) en van de lengte van de aal (hoe groter de aal, hoe kwetsbaarder; grotere kans op botsing) met een gemiddelde schade van 13% (range 6 – 23%). De uitgestelde sterfte bleek nog eens 15%. In de jaren daarna is dit onderzoek nog verschillende keren herhaald met enigszins verschillende resultaten. In 1999 bleek de letale schade aan aal 16% (Hadderingh & van Aerssen, 2000), 24% in 2002 (Bruijs *et al.*, 2003), 36% in 2009 (Kessel & Jeuken, 2010) en 33% in 2011 (toen was de vangst aan aal echter gering en het resultaat minder betrouwbaar) (Kemper & de Bruijn, 2012). In 2002 werd de uitgestelde sterfte ingeschat op 40% van de directe mortaliteit. Overigens is te zien dat de aalmortaliteit over de jaren heen toeneemt door de toenemende lengte van de schieraal (bij een teruglopende populatie worden meer en grotere vrouwelijke dieren geproduceerd).

In de eerder genoemde studies is ook gekeken naar het effect op andere vissoorten dan aal. In 1990 was de schade aan vis >10 cm minder dan 10%, waarbij de directe mortaliteit lager dan 5% was. Schade aan (geïntroduceerde) zeeforelsmolts was 6% (Hadderingh & Bakker, 1997). Uit de onderzoeken bleek dat mortaliteit soortafhankelijk is, afhankelijk van de lengte van de vis en waarschijnlijk ook afhankelijk van het

turbinedebiet (maar dat was door lage schadepercentages niet aantoonbaar). In 2002 was de schade die werd vastgesteld aan de overige vissoorten zelfs nog minder, maar dit werd waarschijnlijk veroorzaakt doordat kleine vis het grootste deel van de vangst uitmaakte (74% van de vangst was kleiner dan 10 cm). Schade aan grotere vis (>10 cm) lag in de range van 0,9-5,1% (soms aanzienlijk hoger, als slechts enkele grote exemplaren van een soort werden gevangen) (Bruijs, 2003a).

In 2012 is ook een onderzoek gedaan waarbij smolts direct werden losgelaten voor de WKC Linne en met een vangstconstructie werden opgevangen wanneer deze door de turbines waren gepasseerd (Kemper & De Bruijn, 2012). Van de in totaal 1000 uitgezette smolts zijn 452 individuen teruggevangen achter de WKC en het visgeleidingssysteem. De directe mortaliteit als gevolg van de passage door de turbines was: 6% (423 gepasseerd). Daarnaast is de directe schade als gevolg van de passage door de turbines 2%. Deze sterftepercentages komen overeen met ander onderzoek in twee Franse rivieren (Larinier, 2008). In dit onderzoek naar sterfte bij 15 Kaplan turbines varieerde de mortaliteit tussen 8% en 20%, afhankelijk van de grootte en het aantal rotaties per minuut.

Vanwege plannen om de WKC bij Hagestein (Nederrijn-Lek) weer in gebruik te nemen, is er meer aandacht voor deze rivier gekomen en dan specifiek voor de effecten van de WKC te Maurik op smolts en schieraal. In de periode 2012-2013 is er onderzoek gedaan naar regenboogforellen (voor het onderzoek naar mortaliteit redelijk vergelijkbaar met smolts) en schieraal die vlak voor de centrale werden losgelaten en vervolgens achter de turbine werden opgevangen middels een fuikconstructie (Rutjes, 2012). Onderzocht zijn de effecten van de turbine op vis met 2 verschillende debieten (50 en 100 m<sup>3</sup>/s). Van de 450 regenboogforellen die bij een debiet van 50 m<sup>3</sup>/s zijn doorgevoerd, zijn 407 individuen teruggevangen. De mortaliteit voor deze groep bedroeg 9,8% (directe mortaliteit en sterfte na 144 uur). Van de 450 doorgevoerde forellen bij een debiet van 100 m<sup>3</sup>/s, zijn 424 individuen teruggevangen. De mortaliteit voor deze groep bedroeg 4,2% (directe mortaliteit en sterfte na 144 uur). Het verschil tussen de mortaliteitscijfers bij verschillende debieten bleek significant; er is dus meer sterfte onder de gepasseerde vis bij lagere debieten. Ook de effecten op schieraal zijn onderzocht bij debieten van 50 en 100 m<sup>3</sup>/s. Bij elk debiet werden 100 schieralen uitgezet. Van de 100 doorgevoerde schieralen bij een debiet van 50 m<sup>3</sup>/s zijn 68 individuen teruggevangen. De overige 32 vissen zijn vrijwel zeker ontsnapt aan de relatief lage stroming (ca. 0,5 m/s). De mortaliteit voor deze groep bedroeg 22% (directe mortaliteit en sterfte na 144 uur). Van de 100 doorgevoerde schieralen bij een debiet van 100 m<sup>3</sup>/s zijn 92 individuen teruggevangen (stroming ca. 1 m/s). De mortaliteit voor deze groep bedroeg 7% (directe mortaliteit en sterfte na 144 uur). Ook hier bleek het verschil in mortaliteit tussen beide groepen (debieten) significant.

*Recent onderzoek naar vissterfte als gevolge van passage door de WKC's te Lith en Linne (Bakker, 2021)*

#### *Schieraalsterfte bij de WKC te Lith*

In het kader van te nemen maatregelen om de sterfte van vis bij WKC Lith te verminderen is in 2018 door RWS een tijdelijke watervergunning voor het in bedrijf hebben van deze WKC afgegeven (experimenteel vergunning). De sterfte diende volgens de verleende vergunning <5% te zijn. Dit betreft de sterfte over het hele stuwcomplex (WKC en stuw), over het gehele schieraalmigratie seizoen (1 augustus tot en met 31 januari). In de vergunningaanvraag is een inschatting gemaakt op basis van reeds uitgevoerd onderzoek bij WKC Linne en modellen/berekeningen. De geschatte sterfte was 23% (volgens RWS 24%). In 2019 is de



sterfte van schieraal daadwerkelijk onderzocht bij WKC Lith, in het kader van de verleende experimenteervergunning. Hierbij werden natuurlijk passerende schieralen achter de turbine opgevangen, en de directe en uitgestelde sterfte (na 48 uur) vastgesteld bij verschillende turbinedebieten.

De sterfte bestond nagenoeg geheel uit directe sterfte en bedroeg 26% voor zowel 50 als 100 m<sup>3</sup>/s turbinedebiet. Voor 50 m<sup>3</sup>/s is dit getal mogelijk een onderschatting omdat er te weinig alen waren gevangen (minder betrouwbaar), en de sterfte doorgaans hoger wordt bij kleinere turbine debiet. Voor 30 m<sup>3</sup>/s bleek de sterfte maar liefst 58%, maar in dit experiment waren nog minder alen gevangen, waarmee de resultaten minder betrouwbaar zijn. In zowel 2018 en 2019 zijn gedurende het gehele migratieseizoen de alen geteld die door de WKC passeerden. Tevens is ingeschat hoeveel alen er over de stuw migreerden. Aan de hand hiervan is de sterfte berekend over het gehele seizoen, uitgaande van een turbinesterfte van 26%. De sterfte die is opgetreden in migratieseizoen 2018 en 2019, is berekend op respectievelijk 23% en 24%. Dit betreft dus de sterfte van alle schieraal die het stuwcomplex (WKC en stuw) passeerde van 1 augustus tot en met 31 januari. In aantallen betekent dit: in het migratieseizoen 2018 zijn bijna 5.200 schieralen gepasseerd in de Maas bij Lith, waarvan 88% door de WKC gingen. Van alle alen in de Maas is in totaal 23% gestorven door toedoen van de WKC, wat neer komt op bijna 1.200 dode schieralen. In 2019 zijn er naar schatting ruim 3.600 schieralen in de Maas bij Lith gepasseerd. Hiervan is 91% door de WKC gegaan. Van alle schieralen is 24% gestorven door toedoen van de WKC, wat neer komt op bijna 900 dode schieralen.

→ Resumerend: de huidige turbinesterfte van schieraal is minimaal 26%, de sterfte over het stuwcomplex is berekend op 23% en 24% voor respectievelijk 2018 en 2019 voor het hele migratieseizoen (1 augustus tot en met 31 januari).

### Smoltsterfte bij de WKC te Lith

De turbinesterfte van smolts bij WKC Lith is in de vergunningaanvraag ingeschat aan de hand van eerder onderzoek bij WKC Linne en modellen/berekeningen. De sterfte door de WKC wordt geschat op 7,7%. De sterfte over het hele stuwcomplex wordt door RWS geschat op 6,8%. Het sterfteonderzoek in het kader van de experimenteervergunning kon in 2019 niet betrouwbaar worden uitgevoerd vanwege hoge watertemperatuur en optredende schimmelinfecties. In 2021 is een herhaling van het onderzoek uitgevoerd. RWS beoordeelt momenteel nog welk sterftepercentage betrouwbaar genoeg is om te hanteren bij de sterfteberekening. In aantallen betekent dit: In 2018 en 2019 migreerden naar schatting ca. 2.300 en 4.600 smolts gedurende het migratieseizoen door de Maas bij Lith, waarvan respectievelijk 86% en 98% door de WKC gingen. Van deze WKC smolts is naar schatting 7,7% gestorven. Dat betekent ca. 150 dode smolts in 2018 en ca. 350 dode smolts in 2019.

→ Resumerend: de huidige turbinesterfte van smolts wordt voorlopig nog ingeschat op 7,7%, de sterfte over het stuwcomplex wordt ingeschat op 6,8%.

### Schieraalsterfte bij de WKC te Linne

In juni 2019 heeft RWS een tijdelijke vergunning verleend voor het doen van een experiment teneinde de schieraalsterfte te verminderen tot <5%. In najaar 2019 en 2020 heeft WKC Linne onderzoek gedaan door dagelijks de alen te tellen die door de WKC passeerden. Het seizoen 2019 is door technische mankementen niet betrouwbaar uitgevoerd. Daarom is dit herhaald in 2020, met de intentie om dit ook in 2021 te doen. Van 2020 zijn de migratieresultaten beschikbaar, maar het sterfteonderzoek is nog in uitvoering. In de vergunningaanvraag is op basis van eerdere onderzoeken bij WKC Linne en modelberekeningen een inschatting gemaakt van de huidige sterfte.

→ Resumerend: de turbinesterfte wordt geschat op 27%. Voor alle schieraal die in het migratieseizoen het stuwcomplex passeert (WKC en stuw) wordt de sterfte op 23% ingeschat.

#### Smoltsterfte bij de WKC te Linne

Volgens de experimenteervergunning van juni 2019 zouden visbeschermende maatregelen worden getest in seizoen 2020 en 2021 door de aantallen smolts te tellen die door de WKC migreren. Dit is echter uitgesteld vanwege een grote calamiteit bij de stuw in 2020. De restulaten van 2021 zijn nog niet beschikbaar.

→ Resumerend: de sterfte van zalmsmolts bij WKC Linne is op basis van eerdere onderzoeken en modelberekeningen ingeschat. In de vergunningaanvraag wordt de turbinesterfte geschat op 7,7%. Voor het gehele stuwcomplex is dit 6,5%. RWS berekent echter een turbinesterfte van 8,4% en een sterfte over het gehele stuwcomplex Linne van 7,7%.

### 4.3 PRIORITERING KNELPUNTEN

Middels de informatie uit voorgaande paragrafen in combinatie met de index van Cote *et al.* (2009) is het mogelijk om de longitudinale connectiviteit in de Maas te kwantificeren en te komen tot een prioritering van knelpunten. Er is hierbij onderscheid gemaakt tussen diadrome en potadrome vissen. Omdat  $p$  waarden kunnen worden gebruikt gebaseerd op telemetriedata of gebaseerd op directe bepaling van de sterfte / verliezen (bij WKC's) wordt hieronder een tabel gepresenteerd met de in deze paragraaf te gebruiken  $p$  waarden. Hierbij is gekozen voor een *worst case* benadering, waarbij de meest slechte  $p$  waarde wordt gehanteerd. De belangrijkste reden hiervoor is dat, zeker bij schieraal, er een uitgestelde sterfte is, die veelal bij het gebruik van telemetriedata over een Maas traject met een beperkte lengte, niet goed tot uitdrukking komt. Voor migratie in stroomopwaartse richting wordt voor salmoniden de alternatieve  $p$  waarde gehanteerd bij Lith (gebaseerd op het onderzoek van Lanthers (1995)) omdat de verzamelde telemetriedata bij Lith beïnvloed zijn doordat de vissen aldaar werden uitgezet. Voor schieraal worden  $p$  waarden gehanteerd uit het meest recente sterfteonderzoek bij Linne en Lith (§ 4.2.4). De  $p$  waarde voor smolts bij Borgharen kon niet op basis van de telemetrie worden vastgesteld; door misdetectie waren er benedenstreams van Borgharen meer smolts vastgesteld dan bovenstreams (Vriese *et al.*, 2015a). Voor Borgharen wordt nu de  $p$  waarde gebruikt van Roermond (de meest slechte van de overige stuwcomplexen zonder WKC). Het meest gebruikte stuwdeel van Borgharen heeft een betonnen plateau en geen woelbak, waarmee de condities voor passage niet gunstig zijn. Hiermee wordt een meest realistische inschatting van de  $p$  waarden gegeven evenals van de resulterende connectiviteit.

**Tabel 28**  $P$  waarden voor berekening van de connectiviteit voor stroomopwaartse en stroomafwaartse migratie

P waarden voor connectiviteit						
Maastraject	km		Volwassen salmoniden	Smolts	Schieralen	
Lengte waterlichaam Maas totaal in Nederland	244,383		Stroomopwaarts		Stroomafwaarts	
1 Lengte vrijmigreerbaar deel (Bergsche Maas en Beneden Maas) tot Lith	50,39	p Lith	0,7	0,83	0,76	
2 Lengte stuwband Lith-Grave	24,914	p Grave	0,62	0,99	1	
3 Lengte stuwband Grave_Sambeek	27,476	p Sambeek	0,5	0,99	0,99	
4 Lengte stuwband Sambeek-Belfeld	45,367	p Belfeld	0,88	0,97	0,98	
5 Lengte stuwband Belfeld-Roermond	16,93	p Roermond	0,9	0,92	0,99	
6 Lengte stuwband Roermond-Linne	12,073	p Linne	0,83	0,83	0,77	
7 Lengte stuwband Linne-Borgharen	54,321	p Borgharen	1	0,92	0,98	
8 Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912					

Opgemerkt dient te worden dat er geen  $p$  waarde beschikbaar is voor de stroomopwaartse migratie van glasaal / rode aal. Als zodanig betreft dit een kennishiaat die wellicht in de toekomst nog kan worden ingevuld.

#### 4.3.1 CONNECTIVITEIT VOOR DIADROME VISSEN

Voor het berekenen van de connectiviteit voor stroomopwaarts migrerende salmoniden wordt gebruik gemaakt van de lengte van het waterlichaam Maas op Nederlands grondgebied, de lengte van de afzonderlijke trajecten (waar onder de stuwpanden) op de Maas en de gegevens in tabel 24 (percentage gedetecteerde salmoniden in de vistrappen) en de alternatieve  $p$  waarde voor Lith. De in tabel 29 weergegeven lengtes zijn vastgesteld in GIS. De totale lengte van de Maas, van het begin van de Bergsche Maas tot aan de grens bij Eijsden is 244,383 km. Het eerste traject op de Maas tot aan Lith (Seg.1) is vrij migreerbaar en heeft dus een  $p$  waarde van 1. Dit geldt ook voor het laatste traject op de Maas van Borgharen naar Eijsden (Seg.8). De berekende connectiviteitswaarden voor deze trajecten is dan respectievelijk de lengte van het traject gedeeld door de totale lengte van de Maas: Seg.1:  $50,39/244,383 = 0,21$  en voor Seg.8:

$12,912/244,383 = 0,05$ . Voor de andere trajecten geldt dat de op deze wijze berekende waarde wordt vermenigvuldigd met de bijbehorende  $p$  waarde. Vervolgens worden alle waarden gesommeerd en vermenigvuldigd met 100 om te komen tot de  $DCI_d$  en die is dan 78.

**Tabel 29** Berekening connectiviteit voor stroomopwaarts migrerende salmoniden

	Connectiviteit voor diadrome stroomopwaartse migratie	km					
	Lengte waterlichaam Maas totaal in Nederland	244,383					<b>DCId</b>
1	Lengte vrijmigreerbaar deel (Bergsche Maas en Beneden Maas) tot Lith	50,39	$p$ Lith	0,7	seg.1	0,21	<b>78</b>
2	Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	$p$ Grave	0,62	seg.2	0,07	
3	Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	$p$ Sambeek	0,5	seg.3	0,07	
4	Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	$p$ Belfeld	0,88	seg.4	0,09	
5	Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	$p$ Roermond	0,9	seg.5	0,06	
6	Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	$p$ Linne	0,83	seg.6	0,04	
7	Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	$p$ Borgharen	1	seg.7	0,18	
8	Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912			seg.8	0,05	
					<b>som</b>	<b>0,78</b>	

Eenzelfde berekening kan worden gedaan voor de stroomafwaarts migrerende diadrome vissen: smolts (tabel 30) en schieraal (tabel 31). Hiervoor worden de  $p$  waarden gebruikt zoals eerder in deze paragraaf weergegeven. De  $DCI_d$  voor smolts komt dan op 93. De  $DCI_d$  voor schieraal komt op 92.

**Tabel 30** Berekening connectiviteit voor stroomafwaarts migrerende smolts

	Connectiviteit voor stroomafwaartse migratie van smolts	km					
	Lengte Maas totaal	244,383					<b>DCId</b>
1	Lengte vrijmigreerbaar deel (Bergsche Maas en Beneden Maas) tot Lith	50,39	$p$ Lith	0,83	seg.1	0,21	<b>93</b>
2	Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	$p$ Grave	0,99	seg.2	0,08	
3	Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	$p$ Sambeek	0,99	seg.3	0,11	
4	Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	$p$ Belfeld	0,97	seg.4	0,18	
5	Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	$p$ Roermond	0,92	seg.5	0,07	
6	Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	$p$ Linne	0,83	seg.6	0,05	
7	Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	$p$ Borgharen	0,92	seg.7	0,18	
8	Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912			seg.8	0,05	
					<b>som</b>	<b>0,93</b>	

De connectiviteit voor de stroomafwaartse migratie van smolts en schieraal is in beide gevallen groter dan die voor stroomopwaarts migrerende volwassen salmoniden, hetgeen ook correct is volgens de algemene theorie dat passage in stroomafwaartse richting makkelijker is dan in stroomopwaartse richting. Ook is de connectiviteit voor schieraal lager dan die voor smolts, vanwege de grotere verliezen voor deze soort bij de barrières in de Maas (voornamelijk door de WKC's).

**Tabel 31** Berekening connectiviteit voor stroomafwaarts migrerende schieraal

Connectiviteit voor stroomafwaartse migratie van schieraal		km					
	Lengte Maas totaal	244,383					DCId
1	Lengte vrijmigreerbaar deel (Bergsche Maas en Beneden Maas) tot Lith	50,39	p Lith	0,76	seg.1	0,21	92
2	Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	p Grave	1	seg.2	0,08	
3	Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	p Sambeek	0,99	seg.3	0,11	
4	Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	p Belfeld	0,98	seg.4	0,18	
5	Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	p Roermond	0,99	seg.5	0,07	
6	Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	p Linne	0,77	seg.6	0,05	
7	Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	p Borgharen	0,98	seg.7	0,17	
8	Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912			seg.8	0,05	
					som	0,92	

#### 4.3.2 CONNECTIVITEIT VOOR POTADROME VISSSEN

Tabel 32 geeft de berekening van de connectiviteit voor potadrome vissoorten. Dit type vissoorten migreert tussen verschillende habitats in de rivierdelen. Ze migreren zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts. In de voorbeelden in Cote *et al.* (2009) is de  $p$  waarde van een barrière voor stroomopwaartse migratie gelijk aan die voor stroomafwaartse migratie ( $p = 0,5$ ). Zoals hiervoor is geconstateerd zijn de  $p$  waarden op de Maas voor stroomopwaartse migratie niet gelijk aan die voor stroomafwaartse migratie. In de uitwerking hieronder voor potadrome vissen zijn de  $p$  waarden genomen voor stroomopwaarts migrerende volwassen salmoniden en van stroomafwaarts migrerende smolts; deze zijn het best vergelijkbaar.

De berekeningswijze is ook anders. Als een vis in Seg.1 zit (dus benedenstreams van het stuwcomplex te Lith) en deze wil stroomopwaarts migreren dan gelden de  $p$  waarden voor stroomopwaarts migrerende salmoniden. Zit een vis in Seg.2 en wil deze stroomopwaarts migreren dan gelden eveneens deze  $p$  waarden. Wil de vis echter stroomafwaarts migreren (dus naar Seg.1) dan geldt de  $p$  waarde voor stroomafwaarts migrerende smolts (te Lith). Er is hier voor smolts gekozen en niet voor schieraal omdat de smolts meer gelijkenis hebben met potadrome schubvissoorten. Binnen Seg.2 geldt de  $p$  waarde van 1 omdat de vis hierbinnen vrijelijk kan migreren. Zit de vis in Seg.3 en wil deze stroomopwaarts migreren dan gelden in stroomopwaartse richting de  $p$  waarden voor de stroomopwaarts migrerende volwassen salmoniden. Binnen Seg.3 geldt de  $p$  waarde 1 en in stroomafwaartse richting gelden de  $p$  waarden voor stroomafwaarts migrerende smolt bij respectievelijk Grave en Lith. Zo wordt dit voor alle segmenten berekend.

Vervolgens worden deze waarden vermenigvuldigd met het aandeel dat het segment in de lengte van de Maas heeft (lengte segment / lengte Maas). Om tot een waarde voor het segment te komen, worden de afzonderlijke waarden gesommeerd. De DCIp wordt vervolgens berekend door de waarden voor de segmenten wederom te vermenigvuldigen met het aandeel dat het segment in de totale Maas heeft (wederom maal 100). Zo komt voor potadrome migratie de connectiviteitswaarde 87 tot stand.

	p					p				DCIp
seg.1	0,21	1	0,206193	0,782832	seg.5	0,21	0,83	0,171140	0,914507	87
	0,10	0,7	0,071363			0,10	0,99	0,100927		
	0,11	0,62	0,069707			0,11	0,99	0,111306		
	0,19	0,5	0,092819			0,19	0,97	0,180070		
	0,07	0,88	0,060963			0,07	1	0,069277		
	0,05	0,9	0,044462			0,05	0,9	0,044462		
	0,22	0,83	0,184491			0,22	0,83	0,184491		
	0,05	1	0,052835			0,05	1	0,052835		
seg.2	0,21	0,83	0,171144	0,778364	seg.6	0,21	0,83	0,171140	0,913905	
	0,10	1	0,101947			0,10	0,99	0,100927		
	0,11	0,62	0,069707			0,11	0,99	0,111306		
	0,19	0,5	0,092819			0,19	0,97	0,180070		
	0,07	0,88	0,060963			0,07	0,92	0,063734		
	0,05	0,9	0,044462			0,05	1	0,049402		
	0,22	0,83	0,184491			0,22	0,83	0,184491		
	0,05	1	0,052835			0,05	1	0,052835		
seg.3	0,21	0,83	0,171144	0,820068	seg.7	0,21	0,83	0,171140	0,943294	
	0,10	0,99	0,100927			0,10	0,99	0,100927		
	0,11	1	0,11243			0,11	0,99	0,111306		
	0,19	0,5	0,092819			0,19	0,97	0,180070		
	0,07	0,88	0,060963			0,07	0,92	0,063734		
	0,05	0,9	0,044462			0,05	0,83	0,041004		
	0,22	0,83	0,184491			0,22	1	0,222278		
	0,05	1	0,052835			0,05	1	0,052835		
seg.4	0,21	0,83	0,171144	0,911763	seg.8	0,21	0,83	0,171140	0,925512	
	0,10	0,99	0,100927			0,10	0,99	0,100927		
	0,11	0,99	0,111306			0,11	0,99	0,111306		
	0,19	1	0,185639			0,19	0,97	0,180070		
	0,07	0,88	0,060963			0,07	0,92	0,063734		
	0,05	0,9	0,044462			0,05	0,83	0,041004		
	0,22	0,83	0,184491			0,22	0,92	0,204496		
	0,05	1	0,052835			0,05	1	0,052835		
								<b>som</b>	0,869300	

Tabel 32 Berekening connectiviteit voor potadrome vissen

### 4.3.3 PRIORITERING BIJ ONAFHANKELIJKE P-WAARDE

Door in een riviersysteem de passability waarde ( $p$ ) van een barrière in het systeem op 1 te zetten, kan worden vastgesteld wat het opheffen van die barrière toevoegt aan de connectiviteit voor een soortgroep. Onderstaande tabel geeft inzicht in de effecten van het opheffen van de afzonderlijke barrières op de Maas in stroomopwaartse richting voor volwassen salmoniden.

Tabel 33 Prioritering van migratieknelpunten voor stroomopwaartse migratie van volwassen salmoniden.

Connectiviteit voor diadrome stroomopwaartse migratie (volwassen salmoniden)	km	Verbetering (%) DCId	Opgeheven migratieknelpunt							
			Huidig	Lith	Grave	Sambeek	Belfeld	Roermond	Linne	Borgharen
			0,00	3,91	5,46	11,86	1,06	0,63	4,83	0,00
			78	81	83	88	79	79	82	78
Lengte Maas totaal	244,383		0,782832	0,813416	0,825556	0,875652	0,791146	0,787773	0,820620	0,782832
1 Lengte vrijmigreerbaar deel tot Lith	50,39	p Lith	0,7	1	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
2 Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	p Grave	0,62	0,62	1	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62
3 Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	p Sambeek	0,5	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5
4 Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	p Belfeld	0,88	0,88	0,88	0,88	1	0,88	0,88	0,88
5 Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	p Roermond	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1	0,9	0,9
6 Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	p Linne	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	1	0,83
7 Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	p Borgharen	1	1	1	1	1	1	1	1
8 Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912									

Borgharen had al een  $p$  waarde van 1 dus, wanneer deze barrière uit het systeem wordt genomen, verandert er logischerwijs niets. Vervolgens heeft het opheffen van de barrière bij Roermond het minste effect op de connectiviteit (0,63%). Wanneer de barrière te Belfeld wordt opgeheven is het effect 1,06%. Groter

zijn de effecten wanneer Lith, Grave en Sambeek worden opgeheven, respectievelijk 3,91%, 5,46% en 11,86%. De mate van impact van het opheffen van een barrière wordt bepaald door de ernst van het knelpunt (hoe laag de  $p$  waarde is) en de omvang van het ontsloten gebied. Hoe lager de  $p$  waarde en hoe groter het gebied hoe groter het effect op de connectiviteit is wanneer een barrière wordt opgeheven. Wanneer tegelijkertijd meer barrières worden opgeheven, is de winst voor de connectiviteit groter, totdat uiteindelijk een waarde voor  $DCI_d$  wordt bereikt van 100. Wanneer bijvoorbeeld Lith, Grave, Sambeek en Belfeld allemaal een  $p$  waarde van 1 zouden hebben, dan stijgt de  $DCI_d$  tot 96. Wanneer alleen Roermond zo passeerbaar zou blijven als nu het geval is, dan wordt de  $DCI_d$  nagenoeg 100 (99,5).

Tabel 34 geeft de prioritering van het opheffen van barrières voor stroomafwaarts migrerende smolts. In de tabel valt te zien dat de grootste impact op de connectiviteit wordt gerealiseerd wanneer de barrières bij Linne en Lith worden opgeheven (respectievelijk 4,06% en 1,86%). Dit is voor de hand liggend omdat hier waterkrachtcentrales aanwezig zijn met een aanzienlijke negatieve impact op de smoltmigratie. Het opheffen van de overige barrières draagt niet heel veel bij aan het vergroten van de connectiviteit: Grave 0,12%; Sambeek 0,20%; Belfeld 0,22%, Roermond 0,42% en Borgharen 0,45%. Zoals al eerder gezegd, de stroomafwaartse migratie is minder lastig dan de stroomopwaartse migratie, dus over het algemeen wordt hierbij minder winst geboekt ten aanzien van de connectiviteit.

**Tabel 34** Prioritering van migratieknelpunten voor stroomafwaarts migratie van smolts

Connectiviteit voor diadrome stroomafwaarts migrerende smolts	km	Verbetering (%) DCId	Opgeheven migratieknelpunt							
			Huidig	Lith	Grave	Sambeek	Belfeld	Roermond	Linne	Borgharen
			0,00	1,86	0,12	0,20	0,22	0,42	4,06	0,45
			93	95	93	93	93	94	97	94
Lengte Maas totaal	244,383		0,931644	0,948975	0,932768	0,933500	0,933722	0,935596	0,969431	0,935871
1 Lengte vrijmigreerbaar deel tot Lith	50,39	p Lith	0,83	1	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83
2 Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	p Grave	0,99	0,99	1	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
3 Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	p Sambeek	0,99	0,99	0,99	1	0,99	0,99	0,99	0,99
4 Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	p Belfeld	0,97	0,97	0,97	0,97	1	0,97	0,97	0,97
5 Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	p Roermond	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	1	0,92	0,92
6 Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	p Linne	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	1	0,83
7 Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	p Borgharen	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92
8 Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912									

Tabel 35 geeft de prioritering van het opheffen van barrières voor stroomafwaarts migrerende schieraal. Ook hier valt te zien dat de grootste impact op de connectiviteit wordt gerealiseerd wanneer de barrières bij Linne en Lith worden opgeheven. Respectievelijk voor Linne 5,56% en voor Lith 2,66%. De waterkrachtcentrales leiden tot een grotere sterfte aan schieraal dan wanneer de schieraal alleen stuw zou moeten passeren. Het opheffen van de overige barrières draagt niet heel veel bij aan het vergroten van de connectiviteit: Grave nagenoeg 0%; Sambeek 0,20%; Belfeld 0,15%, Roermond 0,05% en Borgharen 0,11%.

**Tabel 35** Prioritering van migratieknelpunten voor stroomafwaartse migratie van schieraal

Connectiviteit voor diadrome stroomafwaarts migrerende schieraal	km	Verbetering (%) DCId	Opgeheven migratieknelpunt							
			Huidig	Lith	Grave	Sambeek	Belfeld	Roermond	Linne	Borgharen
			0,00	2,66	0,00	0,20	0,15	0,05	5,56	0,11
			92	94	92	92	92	92	97	92
Lengte Maas totaal	244,383		0,919616	0,944083	0,919616	0,921473	0,921002	0,920110	0,970740	0,920673
1 Lengte vrijmigreerbaar deel tot Lith	50,39	p Lith	0,76	1	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76
2 Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	p Grave	1	1	1	1	1	1	1	1
3 Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	p Sambeek	0,99	0,99	0,99	1	0,99	0,99	0,99	0,99
4 Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	p Belfeld	0,98	0,98	0,98	0,98	1	0,98	0,98	0,98
5 Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	p Roermond	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	1	0,99	0,99
6 Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	p Linne	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	1	0,77
7 Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	p Borgharen	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	1
8 Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912									

Tabel 36 geeft de prioritering van het opheffen van migratieknelpunten voor potamodrome vissoorten. De grootste impact op de connectiviteit voor potadrome vissoorten wordt bereikt door het opheffen van de barrière bij Sambeek (5,05%). Het opheffen van de barrière bij Lith heeft ook nog een aanzienlijk impact van 3,92%. Vervolgens scoort Linne het hoogst met 3,16%. Het opheffen van de overige barrières draagt minder bij: Grave 1,90%, Belfeld 1,10%, Roermond 0,96% en Borgharen het minst 0,31%. Wanneer meerdere barrières gelijktijdig worden opgeheven ontstaat er een groter effect op de connectiviteit. Als bijvoorbeeld Sambeek, Lith en Linne worden opgeheven, stijgt de connectiviteit tot 97,2.

**Tabel 36** Prioritering van migratieknelpunten voor potadrome vissoorten

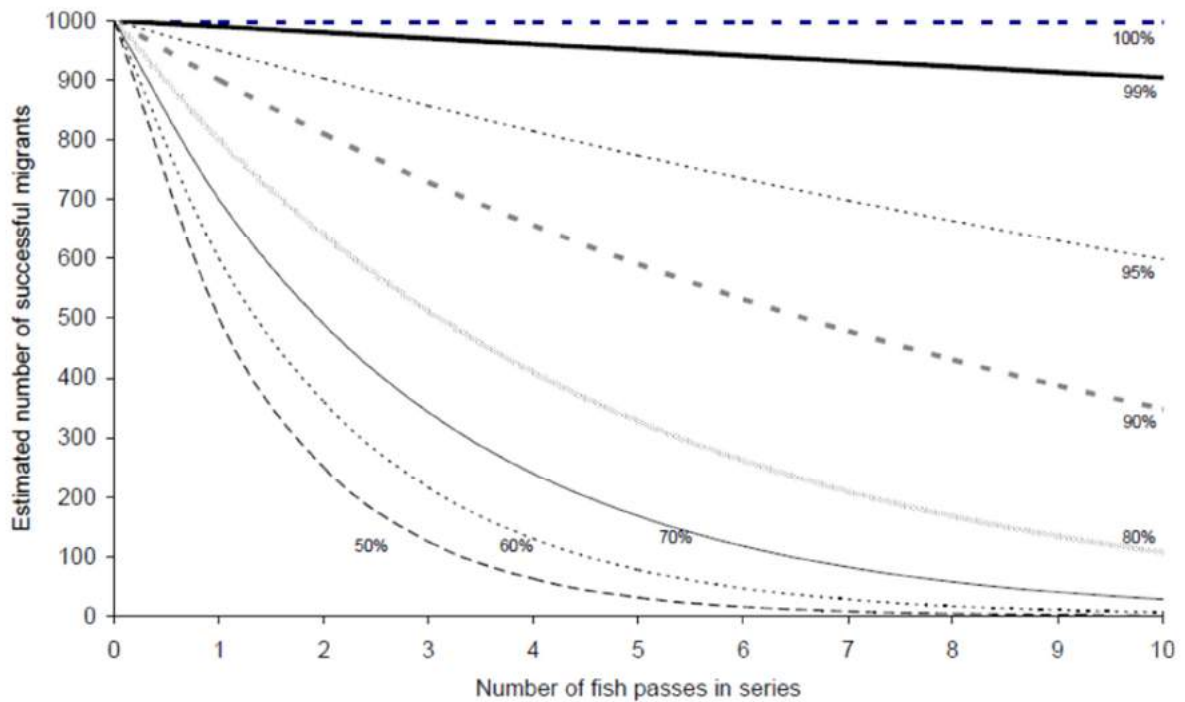
Connectiviteit voor potadrome vissoorten		Knelpunt opgelost			
Lengte Maas totaal	244,383			DCIp	% Verbetering
1 Lengte vrijmigreerbaar deel tot Lith	50,39	Huidig	0,870240	87	0,00
2 Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	Lith	0,904371	90	3,92
3 Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	Grave	0,886789	89	1,90
4 Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	Sambeek	0,914203	91	5,05
5 Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	Belfeld	0,879811	88	1,10
6 Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	Roermond	0,878620	88	0,96
7 Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	Linne	0,897746	90	3,16
8 Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912	Borgharen	0,872973	87	0,31

#### 4.3.4 PRIORITERING BIJ NIET-ONAFHANKELIJKE P-WAARDE

Cote *et al* (2009) stellen dat de passeerbaarheid ( $p$ ) van de verschillende barrières in een systeem onafhankelijk is. Met andere woorden de passeerbaarheid van een barrière heeft geen effect op de passeerbaarheid van een andere barrière in het riviersysteem. Vanuit de vis geredeneerd, klopt dit ook. Op het moment dat een vis een barrière tegenkomt, heeft deze te maken met de unieke passeerbaarheidswaarde  $p$  van de betreffende barrière en daarmee met een bepaalde kans om verder stroomopwaarts te komen.

Op het niveau van de vispopulatie en vanuit het oogpunt van visserijmanagement geldt dit echter niet. Environment Agency (2010) gaat in op het cumulatieve effect van meerdere barrières, danwel vispassages met een bepaalde effectiviteit. Zo stellen zij, dat als op een bepaalde rivier een serie van tien vispassages ligt, die ieder een effectiviteit van 50% hebben, de migrerende vispopulatie bij het passeren van alle vispassages in stroomopwaartse richting wordt gereduceerd tot 0,1% van de oorspronkelijke aantallen ( $50\%^{10}$ ). Stel dat een paaibestand van 100 vissen nodig is, die de paaiplaatsen bovenstrooms moeten bereiken om een zichzelf in stand houdende populatie te krijgen, dan is bij een vistrap-efficiëntie van 80% het noodzakelijk dat benedenstrooms een bestand van 1000 vissen aankomt om dit te waarborgen ( $1000 \times 80\%^{10}$ ).

Geconcludeerd wordt dan ook dat op waterlopen met diadrome visbestanden en meerdere obstakels / vispassages het noodzakelijk is dat vispassages zeer efficiënt zijn, nabij 100%. De snelle afname in aantallen; de proportie vis die de paaiplaatsen bereikt wanneer de aantallen vispassages toenemen, wordt weergegeven in figuur 49. Het initiële aantal migrerende vissen in deze figuur is gesteld op 1000 exemplaren en de weergegeven lijnen representeren verschillende gemiddelde efficiënties van de vispassages tussen 100% en 50%.



**Figuur 49** Afname in aantallen migrerende vissen die de paaiplaatsen bereiken bij verschillende efficiënties en aantallen vispassages (uit Environment Agency, 2010).

Uit de figuur wordt duidelijk dat bij een geringe vispassage-efficiëntie, zelfs bij een gering aantal in serie liggende vispassages het aantal vissen dat bovenstrooms aankomt, zeer sterk afneemt (bij vier vispassages met een efficiëntie van 50% komen slechts ongeveer 60 van de 1000 vissen bovenstrooms aan). Als op deze wijze gekeken wordt naar de stroomopwaartse migratie van volwassen salmoniden op de Maas dan ontstaat het volgende beeld (zie tabel 37). In deze tabel is gerekend met de  $p$  waarden zoals eerder besproken in dit hoofdstuk.

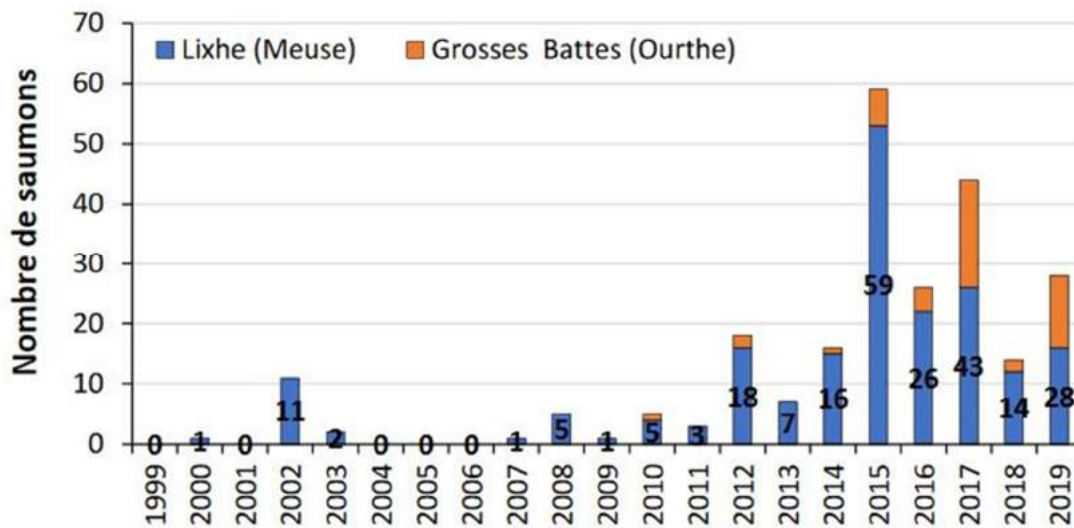
**Tabel 37** Aantallen salmoniden benedenstrooms Lith en bovenstroomse aankomst

N Salmoniden benedenstrooms Lith	1000	500	100	50	
p Lith	0,7	700	350	70	35
p Grave	0,62	434	217	43	22
p Sambeek	0,5	217	109	22	11
p Belfeld	0,88	191	95	19	10
p Roermond	0,9	172	86	17	9
p Linne	0,83	143	71	14	7
p Borgharen	1	143	71	14	7
<b>Verlies 86%</b>		<b>N Salmoniden bovenstrooms Borgharen</b>			

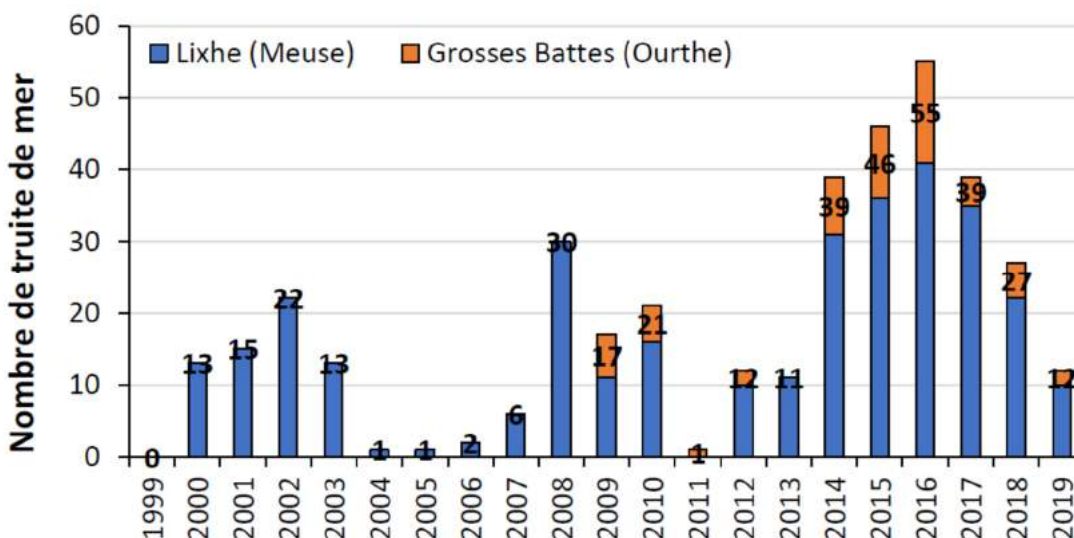
Bij aankomst van 1000 salmoniden benedenstrooms van Lith, komen er bovenstrooms van Borgharen 143 vissen aan. Dit is een verlies van **86%** van de volwassen salmoniden die benedenstrooms aanwezig waren. Bij kleinere aantallen die benedenstrooms van Lith aankomen, wordt het aantal dat bovenstrooms van Borgharen geraakt corresponderend kleiner en zijn de kansen op een zichzelf in stand houdende populatie geringer. Het is ook om die reden dat volwassen salmoniden die gevangen worden in de vispassage te Lixhe in België (uitgerust met een vangkooi, monitoring gedurende het hele jaar rond), worden getransporteerd naar Érezée (kwekerij van de Belgische overheid), waar deze als ouderdieren voor de kunstmatige voortplanting worden ingezet teneinde voldoende juvenielen te krijgen voor uitzet.



Figuur 50 en figuur 51 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 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. 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. Uitgaande van de berekeningen in Tabel 37 zouden in genoemde jaren tussen de 500 en 1000 salmoniden benedenstrooms van Lith moeten zijn aangekomen, temeer daar salmoniden er ook voor kunnen kiezen om verder stroomopwaarts te migreren op de Maas boven Luik, alwaar ze niet worden gevangen in vangkooien en dus niet geregistreerd.



**Figuur 50** De ontwikkeling van het aantal gevangen zalmen per jaar in Lixhe (blauw) en Grosses Battes (oranje) (uit: Benitez *et al.*, 2020).



**Figuur 51** De ontwikkeling van het aantal gevangen zeeforellen per jaar in Lixhe (blauw) en Grosses Battes (oranje) (uit: Benitez *et al.*, 2020).

Hop (2017) onderzocht de stroomopwaartse migratie van volwassen salmoniden in de jaren 2011 tot en met 2016. De vissen werden gevangen en gemerkt in de Voordelta te Stellendam. In totaal 477 vissen (waaronder 60 zalmen en 417 zeeforellen) werden voorzien van een NEDAP-transponder en weer losgelaten in de Voordelta. Van deze vissen werden er 68 in de Nederlandse binnenwateren op het NEDAP Trail system® gedetecteerd (7 zalmen en 61 zeeforellen). In totaal slechts 5 van de binnenge trokken salmoniden zwommen uiteindelijk de Maas op, die vervolgens allemaal te Lith werden geregistreerd. Zo er al 1000 salmoniden benedenstrooms van Lith zouden zijn aangekomen (een factor 200 meer) betekent dit (theoretisch) dat in de Voordelta 95.400 salmoniden ( $477 \times 200$ ) aanwezig geweest hadden moeten zijn. Een onwaarschijnlijk aantal. Een en ander zou impliceren dat de optrekefficientie op de Maas groter moet zijn dan hiervoor is berekend.

De berekeningen zoals in tabel 37 kunnen worden gebruikt om het opheffen van migratieknelpunten inzichtelijk te maken, net als in § 4.3.3. In tabel 38 is de  $p$  waarde van barrières van benedenstrooms naar bovenstrooms op 1 gezet om te achterhalen wat dit oplevert voor de vismigratie. In de laatste tabel is de  $p$  waarde voor de drie meest benedenstroomse vispassages op 1 gezet.

Bij het volledig passeerbaar maken van de vispassage te Lith ( $p=1$ ) stijgt het aantal salmoniden dat bovenstrooms van Borgharen aankomt van 143 tot 204. Het verlies komt daarmee op 80% in plaats van 86%. Wanneer Grave volledig passeerbaar gemaakt wordt, stijgt het aantal salmoniden dat bovenstrooms Borgharen aankomt tot 230 (verlies daalt tot 77%). Nog groter is het effect als de vispassage te Sambeek volledig passeerbaar gemaakt wordt. Het aantal salmoniden dat bovenstrooms aankomt, stijgt tot 285 exemplaren en het verlies daalt tot 72% van het origineel aangekomen aantal salmoniden.

Wanneer vervolgens de vispassages te Belfeld, Roermond en Linne volledig passeerbaar worden gemaakt is er ook wel sprake van een stijging van het aantal vissen dat bovenstrooms aankomt, maar niet meer zo sterk als hiervoor. Het volledig passeerbaar maken van Belfeld, Roermond en Linne levert een stijging op van het totale aantal bovenstrooms aangekomen vissen van respectievelijk tot 162, 158 en 204 exemplaren, en een daling van het verlies tot respectievelijk 84%, 84% en 80%. Als de meest benedenstroomse vispassages (Lith, Grave en Sambeek) volledig passeerbaar worden gemaakt, is de stijging van de aantallen bovenstrooms aankomende vissen logischerwijs het hoogst. Door deze laatste maatregel loopt het aantal salmoniden dat bovenstrooms van Borgharen aankomt op tot 657 exemplaren, waarmee het verlies daalt tot 34%.

**Tabel 38** Bovenstroomse aankomst salmoniden bij opheffen migratie barrières

N Salmoniden benedenstrooms Lith						
	1000:	500:	100:	50:		
p Lith	1	1000	500	100	50	
p Grave	0,62	620	310	62	31	
p Sambeek	0,5	310	155	31	16	
p Belfeld	0,88	273	136	27	14	
p Roermond	0,9	246	123	25	12	
p Linne	0,83	204	102	20	10	
p Borgharen	1	<b>204</b>	<b>102</b>	<b>20</b>	<b>10</b>	
Verlies 80%						
N Salmoniden bovenstrooms Borgharen						
N Salmoniden benedenstrooms Lith						
	1000:	500:	100:	50:		
p Lith	0,7	700	350	70	35	
p Grave	1	700	350	70	35	
p Sambeek	0,5	350	175	35	18	
p Belfeld	0,88	308	154	31	15	
p Roermond	0,9	277	139	28	14	
p Linne	0,83	230	115	23	12	
p Borgharen	1	<b>230</b>	<b>115</b>	<b>23</b>	<b>12</b>	
Verlies 77%						
N Salmoniden bovenstrooms Borgharen						
N Salmoniden benedenstrooms Lith						
	1000:	500:	100:	50:		
p Lith	0,7	700	350	70	35	
p Grave	0,62	434	217	43	22	
p Sambeek	1	434	217	43	22	
p Belfeld	0,88	382	191	38	19	
p Roermond	0,9	344	172	34	17	
p Linne	0,83	285	143	29	14	
p Borgharen	1	<b>285</b>	<b>143</b>	<b>29</b>	<b>14</b>	
Verlies 72%						
N Salmoniden bovenstrooms Borgharen						
N Salmoniden benedenstrooms Lith						
	1000:	500:	100:	50:		
p Lith	0,7	700	350	70	35	
p Grave	0,62	434	217	43	22	
p Sambeek	0,5	217	109	22	11	
p Belfeld	1	217	109	22	11	
p Roermond	0,9	195	98	20	10	
p Linne	0,83	162	81	16	8	
p Borgharen	1	<b>162</b>	<b>81</b>	<b>16</b>	<b>8</b>	
Verlies 84%						
N Salmoniden bovenstrooms Borgharen						
N Salmoniden benedenstrooms Lith						
	1000:	500:	100:	50:		
p Lith	0,7	700	350	70	35	
p Grave	0,62	434	217	43	22	
p Sambeek	0,5	217	109	22	11	
p Belfeld	0,88	191	95	19	10	
p Roermond	1	191	95	19	10	
p Linne	0,83	158	79	16	8	
p Borgharen	1	<b>158</b>	<b>79</b>	<b>16</b>	<b>8</b>	
Verlies 84%						
N Salmoniden bovenstrooms Borgharen						
N Salmoniden benedenstrooms Lith						
	1000:	500:	100:	50:		
p Lith	0,7	830	350	70	35	
p Grave	0,62	515	217	43	22	
p Sambeek	0,5	257	109	22	11	
p Belfeld	0,88	226	95	19	10	
p Roermond	0,9	204	86	17	9	
p Linne	1	204	86	17	9	
p Borgharen	1	<b>204</b>	<b>86</b>	<b>17</b>	<b>9</b>	
Verlies 80%						
N Salmoniden bovenstrooms Borgharen						
N Salmoniden benedenstrooms Lith						
	1000:	500:	100:	50:		
p Lith	1	1000	500	100	50	
p Grave	1	1000	500	100	50	
p Sambeek	1	1000	500	100	50	
p Belfeld	0,88	880	440	88	44	
p Roermond	0,9	792	396	79	40	
p Linne	0,83	657	329	66	33	
p Borgharen	1	<b>657</b>	<b>329</b>	<b>66</b>	<b>33</b>	
Verlies 34%						
N Salmoniden bovenstrooms Borgharen						

Voor stroomafwaarts migrerende smolts kan eenzelfde berekening worden gemaakt op basis van de eerder weergegeven  $p$  waarden. Tabel 39 geeft het resultaat wanneer wordt uitgegaan van 1000 smolts bovenstrooms. Bij een vertrek van 1000 smolts bovenstrooms van Borgharen komen er 547 smolts benedenstrooms van Lith. Het verlies aan smolts is hierbij 45%. Bedacht moet worden dat hier, net als bij de volwassen salmoniden slechts het effect van niet optimaal functionerende vismigratie voorzieningen wordt berekend. De verliezen die onderweg plaatsvinden in de Maasdelen zonder stuwcomplexen zijn hierbij niet meegerekend. Een en ander biedt dus specifiek zicht op wat het optimaliseren van vismigratievoorzieningen (of zoals bij de smolts, het beperken van verliezen door aanpassing van stuwen en WKC's) kan hebben op de migratie van genoemde soortgroepen.

**Tabel 39** Smolts benedenstrooms van Lith

N Smolts bovenstrooms Borgharen		1000:
p Borgharen	0,92	920
p Linne	0,83	759
p Roermond	0,92	695
p Belfeld	0,97	673
p Sambeek	0,99	666
p Grave	0,99	659
p Lith	0,83	<b>547</b>
<b>Verlies 45%</b>	<b>N Smolts benedenstrooms Lith</b>	

Voor potadrome vissoorten is een zelfde aanpak mogelijk, het grote verschil is echter dat deze niet noodzakelijkerwijs alle barrières / vismigratievoorzieningen hoeven te passeren, zoals wel het geval is bij de diadrome vissoorten. Uit eerder onderzoek is gebleken dat deze vissoorten op een beperkte schaal migreren (tientallen tot honderd km) en slechts een gering aantal stuwvakken van de Maas benutten, waarbij de doorslaggevende factor het beschikbare habitat van goede kwaliteit is (De Leeuw & Winter, 2006; Spierts *et al.*, 2010).

Als het gaat om het prioriteren van vismigratieknelpunten levert de aanpak geschetst in deze paragraaf in grote lijnen dezelfde resultaten op als de aanpak via Cote *et al.* (2009) in §4.3.3. Het (niet onbelangrijke) verschil is dat door Cote *et al.* (2009) de lengte van de ontsloten riviertrajecten in de berekeningen worden meegenomen. Hierdoor kunnen de uiteindelijke resultaten toch anders uitpakken. Bij de berekeningen in deze paragraaf kan een klein verschil in de  $p$  waarde leiden tot het prioriteren van de barrière met de laagste  $p$  waarde. Heeft een barrière een iets hogere  $p$  waarde maar ontsluit deze een veel langer rivierdeel, dan zal volgens de aanpak van Cote *et al.* (2009) de voorkeur worden gegeven aan het opheffen van deze barrière. Vanuit het oogpunt van de vismigratie en het in stand houden van soorten is dit ook meer steekhoudend.

Idealiter zou in de berekeningen ook nog de kwaliteit of geschiktheid van het habitat voor de verschillende vissoorten moeten worden meegenomen, in plaats van alleen de omvang van het habitat. Ook hier zijn modellen voor beschikbaar in de literatuur, waar onder King *et al.* (2017). Noodzakelijk is echter een goed inzicht in de habitatkwaliteit voor de vissoorten, die momenteel voor de Maas nog ontbreekt.

## 4.4 UITGEVOERDE MAATREGELEN EN EFFECTEN

De aanleg van stuwcomplexen op de Maas teneinde de bevaarbaarheid te garanderen, heeft een groot effect gehad op de connectiviteit. Dit werd ook toen al voorzien en zijn gelijktijdig vismigratievoorzieningen aangebracht, die op termijn echter niet voldoende bleken te functioneren. Daarna zijn modernere vismigratievoorzieningen gerealiseerd als maatregel om de connectiviteit te verbeteren. Ook de aanleg van waterkrachtcentrales bij Linne en Lith heeft een effect gehad op de connectiviteit en heeft geleid tot aanzienlijke sterfte bij stroomafwaarts migrerende vissen. Al geruime tijd probeert het bevoegd gezag op de Maas de exploitanten van deze centrales te bewegen tot het nemen van maatregelen om de sterfte bij stroomafwaartse migratie te verminderen. Een deel van deze maatregelen is inmiddels tot uitvoering gebracht in de vorm van een experiment, waarover verder op meer.

### 4.4.1 VISTRAPPEN

De vistrappen in de Maas waren de eerste maatregel om de connectiviteit te herstellen. In voorgaande paragrafen is een beeld gekregen van het gebruik van de vistrappen en migratie. De mogelijkheid tot passage is afhankelijk van karakteristieken van de vistrappen. Het streefbeeld hierbij is dat alle vissoorten in korte tijd de ingang van de betreffende vistrap kunnen vinden en deze probleemloos kunnen passeren. Lokstroom en passeerbaarheid zijn hierbij cruciaal. Om de werking van vistrappen te waarborgen dienen deze onderhouden te worden. Door Hop (2014) is een uitgebreide beschrijving gemaakt van de huidige staat van de vistrappen in de Maas na evaluaties in het veld. Navolgend zijn de bevindingen hiervan weergegeven. Aan het einde van deze paragraaf wordt de bevindingen in een overzichtelijke tabel weergegeven (Tabel 40).

#### Lokstroom

De inzwemopening van vistrappen dient zich ter hoogte van de migratielimietlijn (een denkbeeldige lijn, tot waar vissen kunnen optrekken, net buiten de turbulente zone) te bevinden. Bij de vistrappen te Grave, Sambeek, Belfeld, Roermond en Borgharen is hier direct bij aanleg rekening mee gehouden. Bij de vistrappen te Lith en Linne was dit nog niet het geval. Op basis van voortschrijdend inzicht zijn de uitstroomopeningen van deze vistrappen later aangepast, waarbij de uitstroomopening dichterbij de stuw is geplaatst, waarbij er damwand is geplaatst (Lith) of een strekdam (Linne), ter versmalling van de uitstroomopening zodat de lokstroom beter vindbaar zou zijn. Desondanks bevinden deze uitstroomopeningen zich verder van de migratielimietlijn dan bij de overige vistrappen het geval is, waardoor het de vraag is in hoeverre deze goed vindbaar zijn voor stroomopwaarts migrerende vissen. Door middel van aangepast stuwbeheer is het mogelijk te sturen met de migratielimietlijn en dus met de locatie waar vissen zich verzamelen. In de praktijk is het relatief eenvoudig gebleken om op vismigratie gericht stuwbeheer uit te voeren (Kranenbarg & Kemper, 2006). Het effect ervan kon echter binnen het onderzoek niet worden vastgesteld.

Bij een groot aantal vistrappen zijn de meest benedenstrooms gelegen drempels volledig verdronken, bij een hoge rivierafvoer. Bij bekkenvistrappen met daarin een vertical slot neemt het verval per bekken hierdoor af evenals het debiet door de vistrap en vermindert de lokstroomwerking van de vistrap. Bij de vistrap van Sambeek kan het hierdoor bijvoorbeeld gebeuren dat er geen lokstroom meer waarneembaar is. Ook bij de vistrap te Linne is de lokstroom niet optimaal. De oorzaak hiervan is gelegen in het feit dat de vispassages veelal ontworpen worden op het maximale verval tussen 2 stuwpanen. In de praktijk is dit verval

(bij de hogere afvoeren) meestal aanzienlijk lager, waardoor de lokstroomwerking in het geding is. Een ontwerp op het gemiddelde verval in de belangrijkste migratieperiode (desnoods gedifferentieerd naar vissoort) zou waarschijnlijk een betere lokstroom hebben opgeleverd (maar ook perioden met een slechtere lokstroom).

### Passeerbaarheid

Het peilverschil dat voor de drempels van de vistrappen in de Maas is gehanteerd, bedraagt ongeveer 20 cm. In de praktijk blijkt een groot aantal drempels op het oog een groter peilverschil te hebben, mogelijk veroorzaakt door verzakkingen van drempels. Vooral bij de vistrappen te Lith, Belfeld, Linne en Borgharen is er sprake van relatief veel drempels met grotere peilverschillen. Bij Lith en Linne is er hierbij sprake van plaatselijk volledige overstorten over deze drempels. Passagemogelijkheden voor vis zijn hierdoor verre van ideaal. Recent onderzoek naar de optrek van rivierprik bij de vistrap te Lith bevestigt dit, waarbij geconcludeerd wordt dat passage bijna niet mogelijk is (Spikmans & De Bruin, 2021).

Bij de vistrappen te Grave, Sambeek en Roermond is het peilverschil over het algemeen goed. In deze vistrappen is slechts bij een aantal drempels sprake van een relatief groot peilverschil, waarbij dit vaak beperkt is tot één zijde van de drempel. Hierbij dient wel opgemerkt worden dat de aanwezigheid van één slecht passeerbare drempel de efficiëntie van een vistrap al teniet kan doen. Een en ander kan ook worden veroorzaakt door een te laag debiet over de vispassage. Het lijkt erop dat de verstelbare drempel bij de instroom wel eens in een andere stand wordt gezet, met als gevolg een kleiner debiet over de vispassage. Op sommige drempels kan dit leiden tot delen met een volkomen overstort of een te groot peilverschil.

Als gevolg van het relatief grote peilverschil over de drempels zijn de stroomsnelheden in de verschillende vistrappen relatief hoog. In het verleden lagen de stroomsnelheden op de overlaten veelal tussen de 1,6-2,0 m/s, tot zelfs meer dan 2 m/s. (Kroes *et al.*, 2006; Kroes & Kemper, 2008; Lanter, 1995; Cazemier, 1990). De stroomsnelheid van het vallende water is zelfs nog iets hoger (boven de kruin). De stroomsnelheden zijn hiermee aanzienlijk hoger dan de gemiddelde snelheid van 1,0 m/s die in de Instandhoudingsplannen als doel is gesteld, maar welke bij een peilverschil van 20 cm niet haalbaar is. Lanter (1995) geeft echter aan dat, gezien de optrek van vis bij hogere stroomsnelheden, deze waarde van 1,0 m/s ter discussie staat. Over het algemeen wordt gesteld dat een stroomsnelheid van minder dan 1,0 m/s in laaglandbekken alle vissoorten de gelegenheid biedt om stroomopwaarts te migreren (Jens, 1982), waarbij de maximale stroomsnelheid van 1,0 m/s geldt voor volwassen exemplaren. Minder sterke zwemmers zijn bij de vistrappen in de Maas derhalve aangewezen op de zones met lage stroomsnelheden binnen de vistrappen. Reeds in 1990 wordt aangegeven dat de peilverschillen en stroomsnelheden in de vistrap te Linne te hoog zijn voor minder goede zwemmers (Cazemier, 1990). In de praktijk blijken er voldoende zones te zijn met een lagere stroomsnelheid waarbij tevens geldt dat de zwemcapaciteit van veel vissoorten (en lengteklassen daarvan) over het algemeen wordt onderschat.

Bij de vistrappen van Lith, Belfeld en Borgharen is sprake van vrij veel turbulentie in de bekkens. Als gevolg van te kleine bekkens is er bij de vistrappen van Lith, Linne en Borgharen bij enkele slots/bekken sprake van kortsluiting van de waterstroom. Het stroomprofiel is hierdoor niet optimaal. Bij een aantal vistrappen blijken zich plaatselijk grote hoeveelheden schelpen (*Corbicula*) op te hopen in de luwe delen van de bekkens, vooral achter de zogenaamde stoorstenen. Het gevolg hiervan is dat het volume van het bekken afneemt, leidend tot een lagere energie uitdoving en een grotere turbulentie. De vistrappen te Grave, Sambeek en Roermond hadden een goed stroombeeld met relatief weinig turbulentie.

Vooral bij de vistrappen te Lith en Belfeld blijken een groot deel van de slots in de loop van de tijd verstopt te zijn geraakt met vuil. Dit geldt ook voor de kokers die zich onder de drempels te Lith bevinden. De verstopping van de slots beïnvloedt het stroomprofiel en de stroomsnelheid op de overlaat. Bij de vistrappen te Grave, Sambeek en Roermond zijn de slots over het algemeen nog open, bij de vistrap te Linne zijn geen slots aanwezig. Over het algemeen bevinden zich aan de boven- en benedenstroomse zijde van de slots zogenaamde stoorstenen. Idealiter bevinden deze zich op een afstand van circa een meter voor of achter het slot. In de praktijk blijken deze stenen echter (te) dicht tegen de slots aan te liggen. Vooral bij de vistrappen te Grave en Borgharen is dit het geval. Lanters (1995) geeft aan dat de stoorstenen voor een turbulente waterstroom voor de slots zorgen, maar eveneens leiden tot een snelle afname van de stroomsnelheid. In de smalle waterkolom voor de slots te Belfeld zijn stroomsnelheden tot circa 2,0 m/s gemeten (Lanters, 1995).

Een belangrijk punt van aandacht bij de verschillende vistrappen is de regelbare drempel aan de bovenstroomse zijde. Bij de vistrappen te Roermond en Linne was er bij deze drempel in het verleden sprake van een vrij groot verval of weinig doorzwenruimte, dit doordat de drempel te hoog stond. Bij de monitoring van de vistrap te Grave (Kroes *et al.*, 2006) is eveneens waargenomen dat er situaties voorkomen waarbij er te veel of te weinig water (voornamelijk te weinig) over de overlaat stroomt. Het debiet waarop de vistrappen functioneel zijn bedraagt 2 tot 4 m<sup>3</sup>/s, waarbij deze hoogste waarde optimaal is (Instandhoudingsplannen vistrappen Maas). Bij een groot peilverschil kunnen de stroomsnelheden in het slot van deze regelbare drempel toenemen tot bijna 2,1 m/s. (Kroes *et al.*, 2006). Als gevolg van wisselende waterstanden boven- en benedenstrooms kunnen de hydraulische omstandigheden minder gunstig uitpakken in de vispassage. Bij een hogere waterstand bovenstrooms gaat er meer water door de vistrap en is het totale peilverschil groter (dus ook per drempel). Bij een lagere waterstand bovenstrooms gaat er minder water door de vistrap en zijn de drempels tevens minder goed passeerbaar. Bij een lagere benedenwaterstand wordt eveneens het peilverschil over de vistrap groter en wordt deze minder goed passeerbaar. De regelbare overlaat speelt hierbij een cruciale rol (Kroes *et al.*, 2006). In het verleden is er bij de vistrap te Linne bij deze laatste drempel zelfs sprake geweest van een peilverschil van 37 cm (Cazemier, 1990). Indien het debiet over de regelbare drempel in orde is, blijkt deze passeerbaar voor vis. In 2007 is de optrekbaarheid van de regelbare drempel te Grave gedurende twee nachten onderzocht. Hiertoe is een fuik geplaatst direct benedenstrooms van de drempel. De vangsten die tijdens deze bemonstering zijn gedaan gaven geen grond voor twijfels over de optrekbaarheid van de overlaat (De Lange & Merkx, 2007).

**Tabel 40** Huidige situatie ten aanzien van aspecten die de werking van de vispassages beïnvloeden (X: van toepassing).

Aspecten	Vistrappen						
	Lith	Grave	Sambeek	Belfeld	Roermond	Linne	Borgharen
Probleem met lokstroom	X		X			X	
Ontwerp op maximaal peilverschil	X	X	X	X	X	X	X
Groot peilverschil bij sommige drempels	X			X		X	X
Geen vertical slots aanwezig						X	
Turbulente stroming	X			X			X
Kortsluitende stroming	X					X	X
Verstopte slots	X				X		
Verkeerd geplaatste stoorstenen		X					X
Verkeerd ingestelde regelbare drempel	X	X			X		

#### 4.4.2 WATERKRACHTCENTRALES

In het kader van een nieuwe watervergunning hebben NUON (Vattenfall) en RWE VisAdvies gevraagd om een plan op te stellen voor het reduceren van de vissterfte bij de WKC's op de Maas (Vis & Kemper, 2017). De focus ligt hierbij op de toetssoorten zalm (smolts) en aal (schieralen), waarvoor door RWS een cumulatieve sterftenorm van maximaal 10% wordt gehanteerd op de Maas. Aan de basis van de methode staat een "Early Warning System" (EWS) dat een voorspelling geeft van stroomafwaartse migratiepieken van schieralen en zalmsmolts. Reductie van vissterfte wordt bereikt door het tijdelijk uitschakelen van de waterkrachtcentrale, waardoor vissen via de stuw kunnen passeren. RWS hanteert voor Linne en Lith een sterftenorm van <5% per WKC en hieraan zou met het EWS moeten worden voldaan. Het EWS voor schieraal bestaat uit de Migromat®. In dit systeem worden schieralen in het najaar in opslag gehouden. De zwemactiviteit van de schieralen wordt gemonitord waarbij een grote activiteit een indicator is voor de migratiedrang van de schieraal in de Maas. De Migromat® is ontwikkeld en wordt commercieel aangeboden door het "Institut für angewandte Ökologie" (IFOE). Het EWS voor smolts bestaat uit een theoretisch model dat de 'timing' van de smoltmigratie op de Maas kan voorspellen aan de hand van de watertemperatuur, zodat de WKC op het juiste moment kan worden uitgezet en de smolts over de stuw stroomafwaarts kunnen migreren.

##### Migromat®

De Migromat® is ontwikkeld door het Duitse "Institut für angewandte Ökologie" (IFOE) onder leiding van Dr. Beate Adam. Voor de beschrijving van de Migromat® wordt hier weergegeven de duidelijke en beknopte beschrijving van Bruijs (2004). Het systeem is gebaseerd op een specifiek gedrag: aan het begin van de migratie vertoont schieraal een verhoogde activiteit, de zogenaamde pre-migratorische onrust. Met het systeem wordt het begin van stroomafwaartse migratie van schieraal gedetecteerd. Dit moment is van belang bij het toepassen van turbinebeheer waarbij een deel van de stroomafwaarts migrerende aal onbeschadigd over de stuw kan worden geleid.

De Migromat® bestaat uit twee in compartimenten opgedeelde containers, met daarin 40 - 50 gezenderde alen. De verplaatsing van de aal tussen compartimenten wordt geregistreerd via ontvangers. Via dagelijkse, geautomatiseerde data-acquisitie worden de gegevens opgehaald en met daarvoor ontwikkelde software verwerkt. Uit de gegevens wordt het gedrag van de aal gevolgd en op het moment dat blijkt dat de aal de specifieke pre-migratorische onrust vertoont, wordt een alarm gegenereerd. Dit wordt via sms of via e-mail verstuurd naar de operator die actie kan ondernemen. Het systeem is in 1998 voor het eerst op zijn werking getest in de rivier de Lahn. Het systeem is momenteel in gebruik bij de waterkrachtcentrale Wannhausen (E.on) aan de Fulda." De Migromat® is in gebruik bij diverse WKC's op rivieren in Duitsland.

Voor wat betreft de Maas is de Migromat® recent getest in de periode 2018-2019 bij Lith (da Graca & Kemper, 2019), in 2019-2020 bij Lith (Kemper, 2020) en in 2019-2020 bij Linne (Kemper & da Graca, 2020). Het testen vindt plaats door ter plekke de schieraalmigratie te monitoren middels een constructie (lang net met daaraan vast een ponton en een koker met daarin detectieapparatuur: fishcounter en camera's) achter turbine 1 (zie figuur 52, situatie bij Lith, bovenaanzicht). De aantallen alen die door turbine 1 gaan, kunnen daarmee vastgesteld worden. Door vervolgens de schieraalmigratie af te zetten tegen de alarmen die door de Migromat® worden gegenereerd, kan de effectiviteit van de Migromat® worden vastgesteld (in termen van aantallen alarmen die samenvallen met de omvang van de schieraalmigratie). De monitoringsperiode met de Migromat® loopt van 1 augustus tot en met 31 januari.

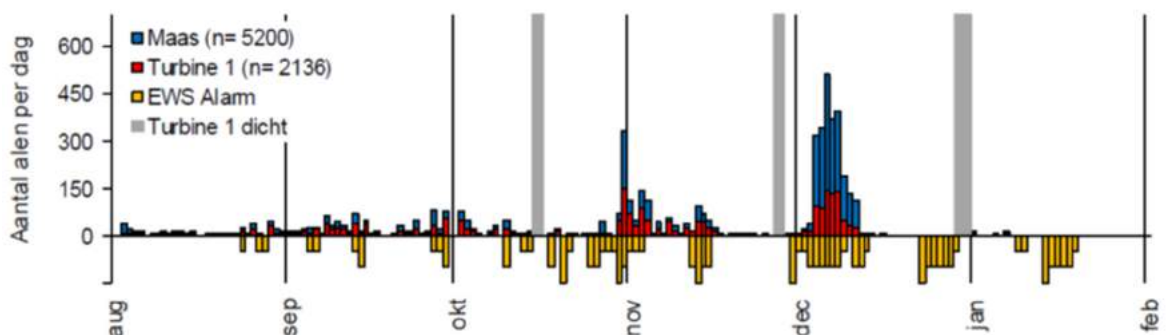




**Figuur 52** Overzicht van de monitoringsconstructie (rechtsboven de WKC) (bron: da Graca & Kemper, 2019).

Lith 2018-2019: Middels genoemde monitoringsvoorzieningen is in 2018-2019 vastgesteld dat 2.136 schieralen door turbine 1 te Lith zijn gepasseerd (Da Graca & Kemper, 2019). Op basis van het daggemiddelde debiet is de vangst achter turbine 1 geëxtrapoleerd over de overige turbines en de stuw. Hierbij is het concept “vis is water” als uitgangspunt genomen. Dit concept houdt in dat aangenomen wordt dat de hoeveelheid water die via andere routes (andere turbines in de WKC; water over de stuw) verhoudingsgewijs eenzelfde hoeveelheid alen bevat als via monitoring is vastgesteld bij turbine 1. In totaal hebben 5.274 schieralen het stuwcomplex bij Alphen/Lith gepasseerd, volgens de berekeningen. Hiervan passeerden er 651 via de stuw (12%) en 4.623 (88%) via de WKC (Da Graca & Kemper, 2019).

Met betrekking tot de werking van het EWS (Migromat®) zeggen Da Graca & Kemper (2019) hierover het volgende: “Het EWS heeft in totaal 99 alarmen afgegeven op 61 verschillende dagen. Op een aantal dagen zijn er twee of drie alarmen afgegeven. Uitgaande van het totale aantal dagen in de migratieperiode van 1 augustus t/m 31 januari (n=184) is op 33% van de dagen een alarm afgegeven. Van alle schieralen die het stuwcomplex Alphen/Lith hebben gepasseerd, heeft 71% dit op een dag met een alarm gedaan. In de praktijk kan de sterfte van schieraal alleen worden gereduceerd door de alen die via de WKC passeren om te leiden naar de stuw. Van alle schieralen die de WKC hebben gepasseerd, heeft 76% dit op een dag met een alarm gedaan. In 2018 had de sterfte door de WKC met 76% kunnen afnemen indien alle alen, die op een dag met een alarm de WKC passeren, zouden worden afgeleid naar de stuw.” Een en ander is grafisch weergegeven in figuur 53.



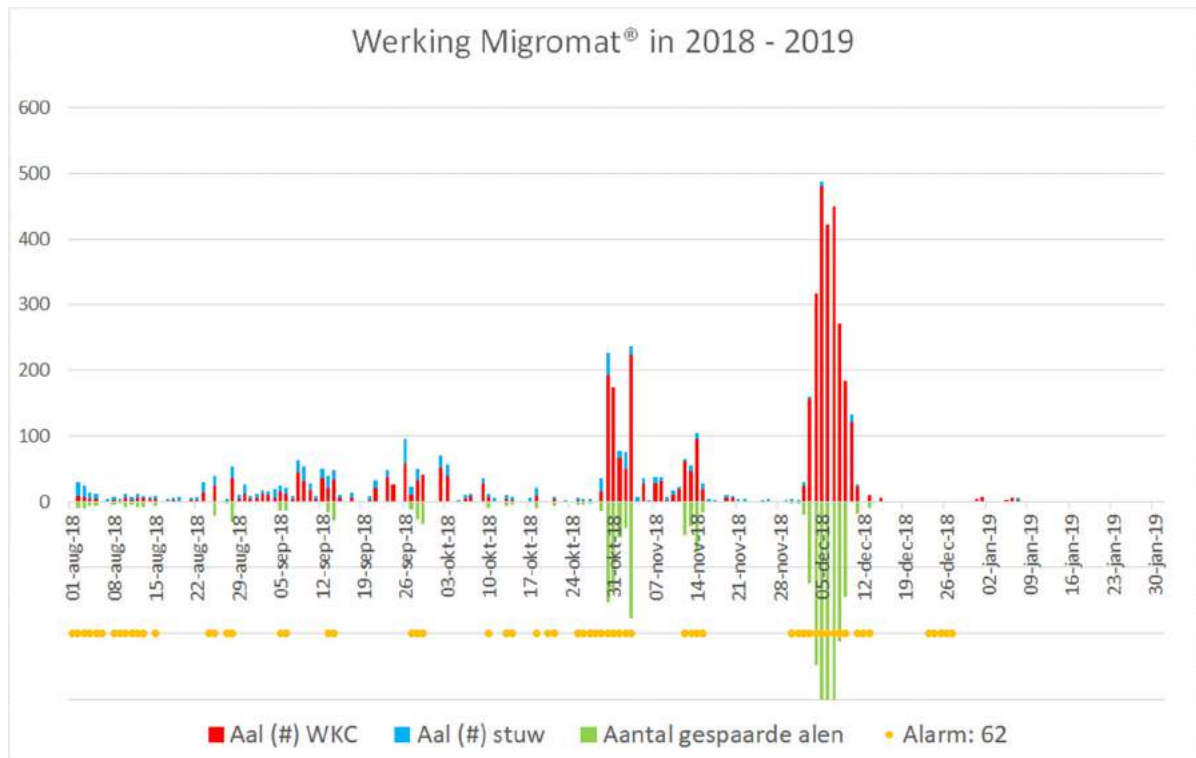
**Figuur 53** Verloop van de aaltellingen (per dag) door turbine 1 (rood). De blauwe balken geven de schatting weer voor de totale hoeveelheid alen per dag door de Maas. De gele balken geven de EWS-alarmen weer, waarbij 1- 3 alarmen per dag voorkwamen. De grijze balken geven de perioden weer waarop turbine 1 was gesloten voor onderhoud van het monitoringsnet (bron: (da Graca & Kemper, 2019).

Aanvullend is in opdracht van RWS ZN telemetrisch onderzoek op de Maas uitgevoerd met schieralen in 2018-2019 (Van de Ven & Vriese, 2019). Hoewel het de bedoeling was 200 schieralen te voorzien van NE-DAP-transponders, konden uiteindelijk slechts 42 schieralen worden gevangen. Na de implantatie van de transponders zijn de vissen losgelaten in de Roer benedenstrooms van de ECI-centrale (8 november en 14 december 2018). Uiteindelijk bereikten 24 van deze alen Lith. In totaal 21 van de 24 schieralen met transponder werden bij Lith gedetecteerd wanneer er een alarm is van de Migromat® (87,5%). Drie schieralen met transponders passeren zonder alarm van de Migromat® (12,5%). Eén van deze schieralen passeerde Lith buiten de onderzoeksperiode toen de Migromat® niet in werking was (21 april 2019). Indien we deze aal buiten beschouwing laten, passeren 21 van de 23 alen tijdens een alarm in de onderzoeksperiode (91%). Op grond van het voorgaande kan geconcludeerd worden dat de schieralen voorzien van transponders zich volgens het natuurlijke migratiepatroon gedragen (ondanks de geringe aantallen), waarbij de migratie goed overeenkomt met de migratiealarmen van de Migromat® (effectiviteit van 91%).

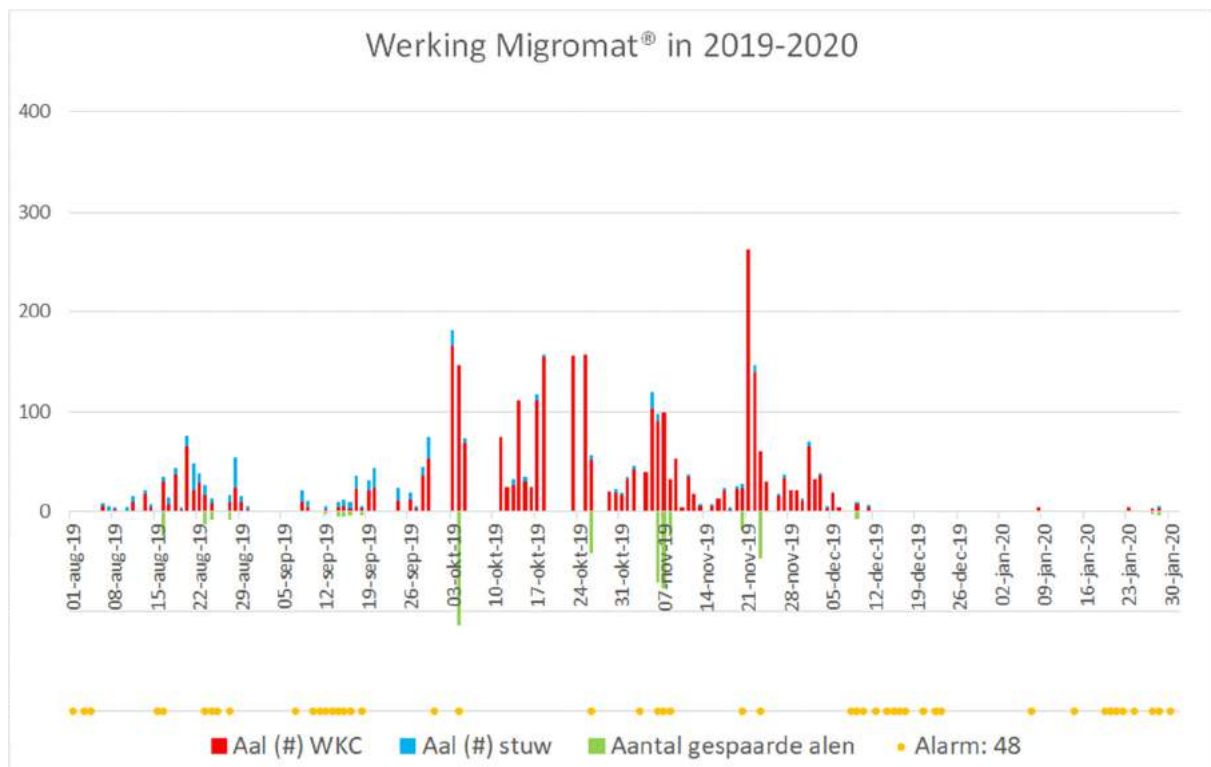
Er zijn echter wel een aantal kanttekeningen te maken. Als gekeken wordt naar het aantal valse alarmen (wel passage van aal waargenomen, maar geen Migromat® alarm of wel Migromat® alarm maar geen passage van aal) in de periode van 1 augustus 2018 tot en met 31 januari 2019 (184 dagen) dan blijkt dat er maar liefst 102 keer geen 'match' is tussen aalmigratie en de signalen uit de Migromat®. Dit is voornamelijk het geval wanneer er geringe aantallen aal passeren aan het begin van de migratieperiode of aan het einde van de migratieperiode, wanneer er op de rivier nauwelijks tot geen alen passeren maar er op de rivier nog hoge afvoeren zijn. De vraag is dan ook, tot wanneer dienen de alarmen uit de Migromat® serieus te worden genomen? Zonder aanvullende monitoring is niet vast te stellen dat de aalmigratie al voorbij is, terwijl in december en januari bij hoge afvoeren nog aanzienlijke aantallen schieraal kunnen migreren. Daarnaast is het voornemen van de uitbaters om de WKC alleen 's nachts stil te leggen na een alarm, niet voldoende. Zelfs in het gunstigste geval (najaar 2018) wordt dan de sterfte gereduceerd tot 8%, hetgeen niet voldoet aan de gestelde maximale sterftenorm van 5% (Bakker, 2021).

Lith 2019-2020: In de periode 2019-2020 is het onderzoek naar de werking van de Migromat® bij Lith herhaald (Kemper, 2020). In deze periode werden 1.450 schieralen achter turbine 1 waargenomen. Op basis van het daggemiddelde debiet is de vangst bij turbine 1 geëxtrapoleerd over de overige turbines en de stuw. Hierbij is wederom het concept "vis is water" als uitgangspunt genomen. 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. In dit jaar is het aantal bemonsteringsdagen minder geweest ten opzichte van de inspanning in 2018. De oorzaak hiervoor was dat in augustus schade aan het frame waarin het netwerk hangt werd geconstateerd. Het onderhoud nam vijf dagen in beslag. Daarnaast werd in 2019 sterfteonderzoek uitgevoerd, waardoor de monitoring gedurende 13 nachten werd verhinderd.

Kemper (2020) maakt niet inzichtelijk hoeveel alen tijdens een alarm van de Migromat® zijn gepasseerd. Wel is er een database met daarin voor de perioden 2018-2019 en 2019-2020 een berekening van de sterfte van passerende alen bij Lith aan de hand van verschillende scenario's. Hieruit kan berekend worden dat 214 schieralen gedurende een dag met een alarm passeerden en 1.181 gedurende een dag zonder alarm. Slechts **15%** van de schieralen passeerden Lith tijdens een alarm van de Migromat®. De prestatie van de Migromat in deze periode was dus aanzienlijk slechter dan in de periode 2018-2019, toen volgens de berekeningen van Da Graca & Kemper (2019) **71%** van de alen tijdens een alarm van de Migromat® passeerden. Figuur 54 en Figuur 55 geven de werking van de Migromat® in de perioden 2018-2019 en 2019-2020 bij WKC Lith.



**Figuur 54** Werking van de Migromat® in 2018-2019 (rode kolommen: alen die via de WKC passeerden; blauwe kolommen: alen die via de stuw passeerden; gele stippen: alarmen van de Migromat®; groen kolommen: alen die gespaard zouden zijn wanneer de WKC tijdens een alarm is uitgeschakeld).



**Figuur 55** Werking van de Migromat® in 2018-2019 (rode kolommen: alen die via de WKC passeerden; blauwe kolommen: alen die via de stuw passeerden; gele stippen: alarmen van de Migromat®; groen kolommen: alen die gespaard zouden zijn wanneer de WKC tijdens een alarm is uitgeschakeld).

In de periode 2019-2020 heeft Wageningen Marine Research eveneens onderzoek gedaan naar de schieraalmigratie op de Maas met NEDAP-telemetry. WMR heeft data ter beschikking gesteld voor onderhavige studie, waarbij een analyse mocht worden uitgevoerd naar de schieraal die bij Lith aankwamen, in relatie tot de alarmen van de Migromat®. Op 4 dagen in de periode oktober en november 2019 (9/10, 23/1, 29/10 en 5/11/2019) zijn door WMR 150 schieralen voorzien van een NEDAP-transponder en uitgezet in de Maas ter hoogte van Ohé en Laak. Van de 150 gemerkte schieralen zijn er 102 minimaal één keer gedetecteerd, dat is 68%. Van de 102 gedetecteerde schieralen worden er 22 (21,6%) op enig moment gedetecteerd ter hoogte van en/of stroomafwaarts van het stuwcomplex Lith/Alphen. In de periode waarin er gegevens zijn over de Migromat® (augustus tot en met januari) worden er 16 schieralen gedetecteerd ter hoogte van en/of stroomafwaarts van het stuwcomplex Lith/Alphen. In het geval van 9 alen (56%) komt de datum van aankomst bij Lith (in geval van meerdere detecties is voor de eerste detectie gekozen) overeen met een datum waarop de Migromat® een alarm geeft. Voor de overige 7 alen die bij Lith arriveren (eerste detectie) (44%) geeft de Migromat® geen alarm. De overeenkomst tussen de migratie van de schieralen met transponders en de alarmen van de Migromat® is beter dan die tussen de waarnemingen van de gemonitorde alen van VisAdvies en de Migromat®, maar nog steeds aanzienlijk onder de maat, waarmee de sterftenorm voor schieraal op de Maas niet kan worden gehaald.

Linne 2019-2020: De monitoring van de Migromat® te Linne (Kemper & da Graca, 2020) is eveneens aanzienlijk minder succesvol geweest. Vanaf 1 augustus 2019 is getracht de schieraalmigratie gedurende een half jaar te volgen. Er was in het begin van de monitoring te weinig water om de WKC te kunnen starten. Door schade aan het net en storing van installatie kon maar een beperkt aantal dagen worden gemonitord. Hierbij zijn de alen geregistreerd die turbine 3 passeerden (tijdens de dagen dat monitoring mogelijk was). Er werden 253 alen waargenomen. Voor de periode dat er metingen konden worden uitgevoerd, zijn naar schatting 647 schieralen het stuwcomplex bij Linne gepasseerd. Hiervan passeerden er 321 via de stuw 325 via de WKC. De overlap van de alarmen met de nachten dat er aalmigratie werd waargenomen was in dit onderzoeksjaar beperkt. Van de 33 alarmen die het EWS heeft afgegeven, overlappen er slechts vier hiervan met nachten dat er schieraal werd waargenomen. Daarmee is de effectiviteit van de Migromat® in 2019-2020 te Linne zeer laag. Door het beperkte aantal meetdagen en het uitvallen van turbines is het niet mogelijk om de migratie en de sterfte over het gehele seizoen betrouwbaar te berekenen. Dit meetjaar wordt daarom afgekeurd en opnieuw uitgevoerd. Desondanks kan worden geconcludeerd dat de Migromat® slecht heeft voorspeld in dit meetjaar

Geconcludeerd kan worden dat de Migromat® zeker potentie heeft om de schieraalsterfte te verminderen en de norm van 5% maximale sterfte per WKC te halen. De inzet ervan is echter problematisch, doordat niet elk jaar consequent voldoende goed wordt voorspeld om de sterftenorm voor schieraal op de Maas te halen. Verder is het een dierproef (waarvan ook een Niet Technische Samenvatting (NTS) beschikbaar is op de site van de Centrale Commissie Dierproeven, NTS20209245). In principe mag een dierproef maximaal 5 jaar duren, terwijl de Migromat® elk jaar in het schieraalseizoen in werking zou moeten zijn. Verder blijkt de Migromat® niet in alle jaren de schieraalmigratie goed te voorspellen, getuige het voorbeeld bij Linne en de laatste periode van onderzoek te Lith. Daarnaast kunnen aan het eind van de migratieperiode van schieraal nog alarmen afgegeven worden, terwijl er geen alen meer migreren. Zonder monitoring is niet vast te stellen of er nog alen migreren. De beste aanpak zou zijn de centrale toch stil te leggen, mochten er nog alen migreren. Dit staat echter op gespannen voet met de gewenste minimale reductie van energieopbrengst van de WKC's. Vooralsnog is het onderzoek naar de werking van de Migromat® bij Linne nog niet afgerond. De verwachting is dat begin 2022 tot een eindoordeel kan worden gekomen.

→ Op basis van wat nu bekend is, is de conclusie dat de Migromat® als EWS niet voldoet om de sterftenorm op de Maas elk jaar te halen.

#### Early Warning System voor smolts

Vis *et al.* (2020) hebben een poging gedaan een Early Warning System (EWS) voor smolts op de Maas te ontwikkelen aan de hand van migratiemonitoring van smolts bij Lith in 2018 en 2019. Dit heeft geresulteerd in een simpel model dat uitgaat van drie elementen: de temperatuur van het Maaswater, de gemiddelde duur van de migratie van smolts op de Maas en de constatering dat smolts voornamelijk in de nacht de WKC te Lith passeren. Het belangrijkste uitgangspunt van het model is de alarmtemperatuur, die de start van de migratie inluiddt. De alarmtemperatuur heeft betrekking op de watertemperatuur van de Maas ter hoogte van de WKC en gaat in als deze voor het eerst gedurende drie dagen boven de 10°C uitkomt. De periode waarbinnen 80% van de smolts passeert, is op basis van uitgevoerd onderzoek door VisAdvies vastgesteld op 21 dagen. Het EWS zal daarom maar één alarm afgeven voor de gehele migratieperiode. Van deze smolts passeert het merendeel gedurende de (hele) nacht. Op basis van berekeningen komen Vis *et al.* (2020) tot een stilligduur van 5 uur in de nacht van 21:00 uur tot 02:00 uur om tot een smoltsterfte van net minder dan 5% te komen. Hiermee wordt echter niet de hele migratiepiek beschermd, want de smolts migreren de hele nacht door. Het EWS kan dus beter presteren dan nu wordt voorgesteld bij Lith. Bij Linne wordt dit EWS momenteel nog getest, door de smoltmigratie gedurende twee migratieperiodes te monitoren (2021 en 2022).

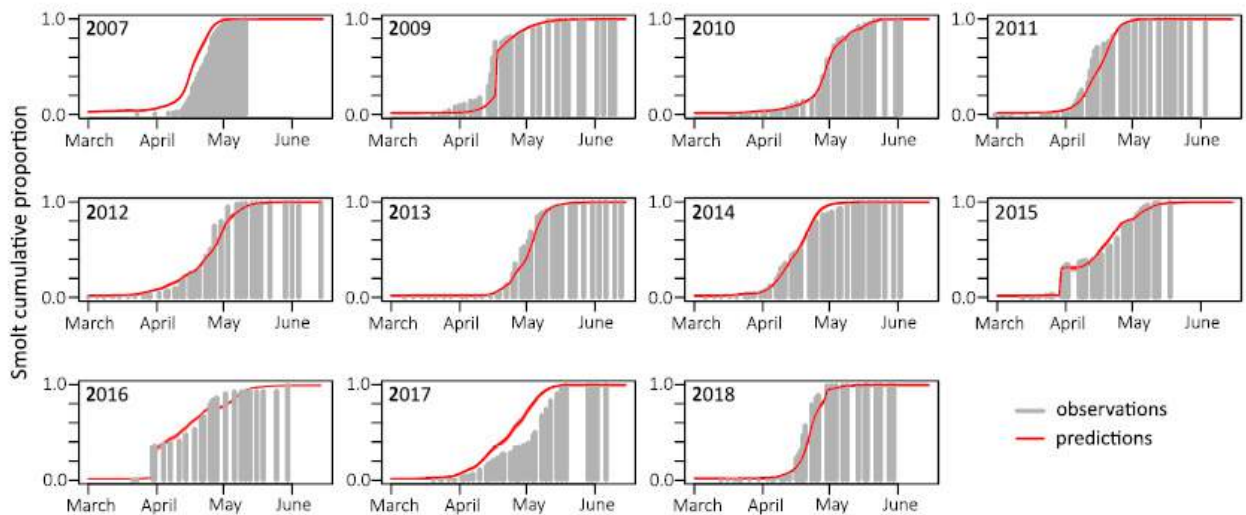
Over het algemeen zijn modellen die de migratie van smolts voorspellen een stuk complexer en nemen deze meerdere (omgevings)variabelen mee om tot een zo nauwkeurig mogelijke voorspelling te komen. De variabelen hebben daarnaast een duidelijke relatie met kenmerken van de smoltmigratie en eigenschappen van het smoltstadium. Gesteld kan worden dat de smolts die op de Maas stroomafwaarts migreren, verschillende herkomst hebben. Er komen smolts uit de zijrivieren van de Maas in België (w.o. de Ourthe), uit de Roer (en mogelijk de Geul) en er worden smolts uitgezet in de Grensmaas. Vis *et al.* (2020) stellen dat de smoltmigratie wordt gedomineerd door de uitzettingen van smolts op de Grensmaas en dat de smoltmigratie vanuit België en de Roer geen voorspellende waarde heeft voor het verloop van de smoltmigratie bij de WKC te Lith. Impliciet betekent dit dat het EWS is opgehangen aan de uitzetdatum van smolts in de Grensmaas. Als daarin veranderingen komen of als de smoltmigratie vanuit de andere bronnen domineranter wordt, dan kan dit EWS in de toekomst de plank volledig mis slaan.

→ Een voorzichtige conclusie kan zijn dat het EWS voor smolts in de huidige situatie kan voldoen, maar dat deze zeer waarschijnlijk niet toekomstbestendig is.

#### Early Warning System Life4Fish voor smolts en schieraal

Teichert *et al.* (2020a) hebben op basis van 11 jaar monitoringsgegevens van smolts in de Ourthe een logistisch voorspellingsmodel ontwikkeld voor de smoltmigratie. Hierbij maken zij gebruik van de som van het aantal daggraden (DTT) sinds de winterzonnepunt, fothermische eenheden (PTU: som van DTT vermenigvuldigd met het aantal uren daglicht) vanaf de winterzonnepunt en pieken in de afvoer (gedefinieerd als een twee keer zo hoge rivierafvoer dan de afgelopen 5 dagen daarvoor). Het model voorspelt de smoltmigratie in hoge mate accuraat ( $R^2 = 0.945-0.966$ ), met een gemiddelde fout voor start en einde van de

migratie van respectievelijk 3,8 en 3,7 dagen. Figuur 56 geeft de voorspelde migratie en de werkelijke aantallen smolts. Zoals in de figuur kan worden gezien, is de overeenkomst tussen de modeluitkomsten en de daadwerkelijk waargenomen smoltmigratie zeer goed.



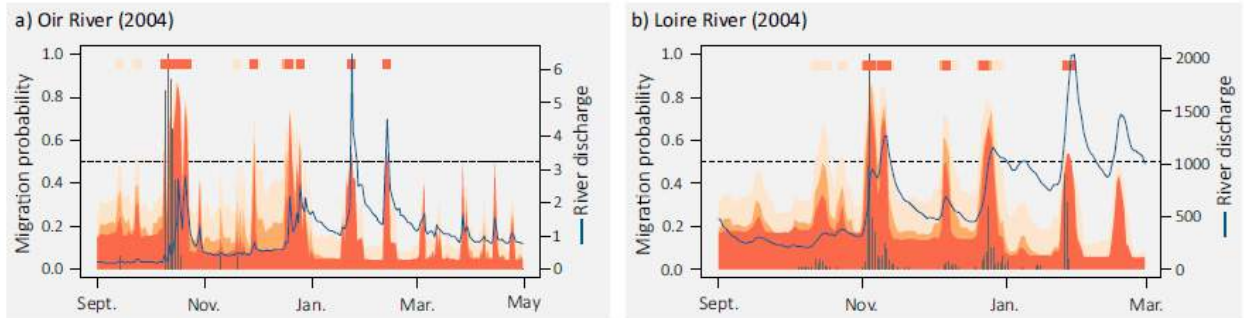
**Figuur 56** Voorspelling van de smoltmigratie (rode lijn) en waargenomen smolts op de Ourthe (bron: Teichert et al., 2020a).

Het lijkt zinvol om dit model in relatie tot de smoltmigratie op de Maas nader te onderzoeken op toepasbaarheid. Zeker als er meer smolts uit België naar Nederland komen. Vis et al. (2020) hebben wel een punt als ze constateren dat momenteel nog veel smolts uit België verdwalen naar het Albertkanaal en ook blijven hangen voor de stuw van Lixhe. De verwachting is wel dat dit in de toekomst kan veranderen door te nemen additionele maatregelen op de Maas (bijvoorbeeld stuw bij Lixhe kortdurend deels open zetten, bij een piek in de smoltmigratie).

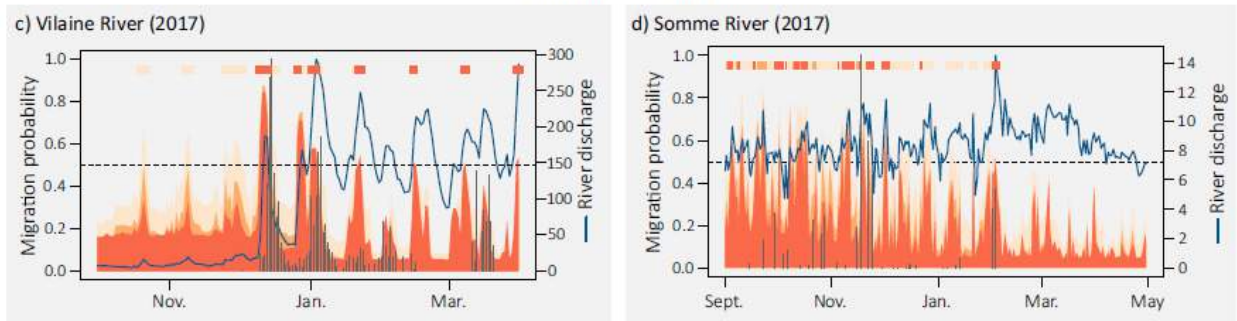
Teichert et al. (2020b) hebben tevens een model ontwikkeld voor de schieraalmigratie dat is toegepast op 12 Europese rivieren, waaronder de Maas (met gebruik van telemetrie data uit het NEDAP Trail systeem). Het model gebruikt hiervoor alleen 5 hydrologische metrieken (gerelateerd aan de afvoer van de rivier: Q-klasse (debietsklasse); afvoerverandering per dag, afvoerverandering over 3 en 7 dagen; cumulatief aantal dagen dat de afvoer boven 0,7 kwantiel is sinds het begin van de migratie (1 september)) en is daarmee overdraagbaar naar andere rivieren. Het model voor de Maas heeft een hoge voorspellende waarde (0,99), maar er wordt verder in het artikel geen specifieke informatie over de Maas gegeven. Het lijkt zeker zinvol contact op te nemen met de auteurs (mede omdat zij voor de Maas slechts een beperkte hoeveelheid data uit het NEDAP trail systeem hebben gebruikt). Figuur 57 geeft de voorspelling voor vier rivieren.

In de figuur valt te zien dat voorspellingen met een relatief grote waarschijnlijkheid (>0,5) goed samenvallen met de daadwerkelijk waargenomen aalmigratie. De auteurs geven aan dat voorspellingen beter zijn voor rivieren met een intensieve schieraalmigratie dan voor rivieren waarbij de aantallen migrerende schieralen gemiddeld laag zijn en de migratie zich uitstrekt over een langere periode. Het zou interessant zijn om de uitgevoerde monitoring van de schieraalmigratie bij Lith en Linne te vergelijken met de voorspellingen van het model in betreffende jaren.

## Reference river sites



## Disturbed river sites



Migration class : 50% migration peak 75% migration peak 95% migration peak

**Figuur 57** Voorspelling van de schieraalmigratie op een viertal rivieren. Er wordt voorspeld voor een drietal migratieklassen (50, 75 en 95% van de schieraalmigratie). Klasse voorspellingen (waarschijnlijkheid >0,5) worden weergegeven met de gekleurde blokjes bovenaan de grafieken. De grijze balken geven de daadwerkelijk waargenomen migratie (bron: Teichert et al., 2020b).

## 5. MOGELIJKE MAATREGELLEN

Om de situatie voor connectiviteit en stromend habitat te verbeteren, staan verschillende maatregelen ter beschikking. In Tabel 41 zijn deze maatregelen samengevat. Het gaat in grote lijnen om 3 typen maatregelen: 1) ingrepen aan of nabij de stuwen waarmee altijd stromend habitat en soms de connectiviteit wordt verbeterd; 2) ingrepen in beekmondingen die vooral het stromend habitat verbeteren en soms de connectiviteit en tenslotte 3) ingrepen in de Grensmaas die er vooral op gericht zijn om de kwaliteit van het stromend habitat te verbeteren. In de volgende paragrafen worden de maatregelen uit de tabel achtereenvolgens beschreven. Per type maatregel komen werking, potentiële locaties, omvang en effecten aan bod. Waar dat aan de orde is worden ook hydrologische en morfologische aspecten beschreven.

**Tabel 41** Mogelijke maatregelen om connectiviteit en stromend habitat in de Maas te verbeteren.

Maatregel	Locaties	Omvang totaal	Effectiviteit*	
			Connectiviteit	Stromend habitat
<b>Gestuwde Maas</b>				
Aanpassing bestaande vistrappen	Alle stuwen	7 stuks	****	-
Aanleg nieuwe vistrappen	In ieder geval Linne en Lith	Minimaal 2	*****	*
Visvriendelijk stuwbeheer	Alle stuwen	7 stuks	***	-
Visveilige WKC's en turbines	Linne en Lith	2 stuks	*****	-
Aanpassingen aan stuwen	Alle stuwen	7 stuks	***	-
Stuwpasserende nevengeul	Sluis Heel, alle stuwen	15,5 km (x2) / 20 ha	****	*****
Stuwgeul	Linne, Roermond, Belfeld, Sambeek, Grave	11,5 km / 30 ha	(Onder bepaalde voorwaarden) *	****
Rivierdam	Alle stuwen		*	-
Dynamisch stuwbeheer	Alle stuwen	Gehele gestuwde traject	*****	**
Stuwpeil verlagen	Borgharenh, Belfeld, Sambeek, Grave	Gehele gestuwde traject	**	**
Stuwpeil verlagen	Roermond	5,5 km / 55 ha	**	*****
Stuw opheffen	Roermond	10 km / 100 ha	*****	*****
Langsdam	Ongestuwde Maas (Benedenmaas)	50 km	-	-
Beekmondingen herstel optrekbaarheid	Beekmondingen	Ca. 10 stuks	**	-
Beekmondingen stromend habitat	Beekmondingen	Ca. 30 stuks	**	***
<b>Grensmaas</b>				
Stuwpeil verlagen	Linne	5 km / 35 ha	-	*****
Verminderen hydropieken	Grensmaas	35 km / 200 ha	-	****
Opheffen drempels	Voulwames, Geneut	9 km / 60 ha	*	*****
Nevengeultjes stroomgeulverbreding	Borgharen, Itteren aan de Maas	5 km / 5 ha	-	****
Aanvulling fijn grind		35 km / 35 ha	-	*****
Inbrengen rivierhout			-	****

\*: De inschatting van de effectiviteit heeft betrekking op de maatregel zelf. Om het effect op de Maas te duiden, dienen hierbij de omvang van de maatregel en de duur van de maatregel (in termen van: wanneer is er stromend habitat aanwezig; wanneer is er connectiviteit) te worden meegenomen.



## 5.1 GESTUWDE MAAS

### 5.1.1 AANPASSING BESTAANDE VISTRAPPEN

#### Algemeen

In hoofdstuk 4 is duidelijk geworden dat niet alle vispassages optimaal werken. Om de connectiviteit te optimaliseren, dienen aanpassingen te worden doorgevoerd aan de bestaande vispassages. De vispassage zijn tot stand gekomen in een periode van vele jaren: 1989-2007. De vispassage te Linne is tot stand gekomen in 1989, waarna in 1990 aanpassingen zijn doorgevoerd. De vispassage van Lith en Belfeld dateren van 1991. Bij Lith zijn in 2006 aanpassingen doorgevoerd. De vispassage te Roermond is in 1992 gerealiseerd. De vispassage van Sambeek is gebouwd in 1994 en die van Grave in 2006. Al laatste is de vispassage te Borgharen opgeleverd in 2007. In latere jaren zijn nog aanpassingen uitgevoerd aan de vispassages in verband met peilopzet bij Grave en Sambeek (Vis & Kemper, 2015).

Hop (2014) geeft een goed (historisch) overzicht van de vispassages, de uitgevoerde monitoring en huidige status, op basis van een inventarisatie in 2012. Hoewel veel van de destijds geconstateerde gebreken niet zijn opgelost, verdient het aanbeveling een nieuwe inventarisatie uit te voeren voordat aanpassingen aan de bestaande vispassages worden doorgevoerd.

Gedurende de periode waarin de vispassages tot stand zijn gekomen, is getracht de nieuwste inzichten in het ontwerp van de vispassages mee te nemen. Hierdoor zijn er nogal wat onderlinge verschillen. De vispassage te Linne en Lith zijn de oudste en deze verschillen aanzienlijk van de overige ontwerpen. Voor beide vispassages geldt dat de inzwemopening te ver benedenstrooms ligt van de alhier aanwezige WKC's. Beide vispassages zijn ontworpen als V-vormige bekkenpassages, middels houten damwand (Linne) of betonplanken in een sponning (Lith), later aangestort met stortsteen. In het oorspronkelijk ontwerp waren geen vertical slots aanwezig. In de vispassage te Lith zijn later verticale openingen in de drempels, dan wel buisvormige openingen onder de drempels aangebracht (gevoelig voor verstopping).

In de vispassages die later zijn ontworpen is voor de V-vormige drempels veelal gebruik gemaakt van schanskorven, aangestort met stortsteen en vastgelegd in beton. Ook zijn in het ontwerp al vertical slots meegenomen. Alleen bij de vispassage te Borgharen zijn drempels gerealiseerd doormiddel van stalen damwand, die later met beton en stortsteen zijn aangestort (zie Foto 8). Alle vispassages zijn voorzien van een verstelbare inlaat, die bij de meeste passages handmatig moet worden bediend. Alleen bij Grave en Borgharen zijn verstelbare inlaten aangebracht die automatisch worden aangestuurd afhankelijk van het bovenstroomse peil op de Maas.

Bij de aanpassingen aan de vispassages dient te worden bedacht dat de meer benedenstrooms gelegen vispassages verhoudingsgewijs meer paaigebieden (grote zijbeken etc.) ontsluiten dan de meest bovenstrooms gelegen vispassages. Echter, er is zowel een zalmopulatie op de Roer als een zalmopulatie bovenstrooms van Nederland, die beiden een eigen 'homing'gedrag kennen. Om deze beide te kunnen bedienen, dient de passeerbaarheid van alle vispassages op de Maas optimaal te zijn.



**Foto 8** Drempels van stalen damwand in de vispassage bij Borgharen (links: voor aanstorten, rechts: na afwerking)

### Relevante locaties

In onderstaande Tabel 42 wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal waar verbetering van de vistrappen aan de orde is.

**Tabel 42** Locaties in het Maasdal waar verbetering van de vistrappen aan de orde is.

Locatie	Oever bestaande vistrap (links/rechts)	Lengte in m	Peilverschil in m	Type optimalisatie
Borgharen	Links	350	7,05	Ontworpen op maximaal peilverschil Maas, te groot peilverschil bij sommige drempels, turbulente stroming, kortsluiting stroming, verkeerd geplaatste stoorstenen, strekdam in monding deels weggespoeld.
Linne	Rechts	215	4,00	Monding te ver benedenstreams, te groot peilverschil bij sommige drempels, geen vertical slots aanwezig, kortsluiting stroming.
Roermond	Links	320	2,75	Ontworpen op maximaal peilverschil Maas, verstopte vertical slots, verkeerd ingestelde regelbare drempel
Belfeld	Links	200	3,30	Ontworpen op maximaal peilverschil Maas, te groot peilverschil bij sommige drempels, turbulente stroming.
Sambeek	Links	190	2,95	Ontworpen op maximaal peilverschil Maas, te groot peilverschil bij sommige drempels.
Grave	Links	470	3,00	Ontworpen op maximaal peilverschil Maas, verkeerd geplaatste stoorstenen, verkeerd ingestelde regelbare drempel.
Lith	Rechts	235	3,95	Monding te ver benedenstreams, ontworpen op maximaal peilverschil Maas, te groot peilverschil bij sommige drempels, turbulente stroming, kortsluiting stroming, verstopte vertical slots, verkeerd ingestelde inlaat drempel

### Debietregeling

De vispassages op de Maas werken bij een debiet door de vispassage van (minimaal) 2,5 m<sup>3</sup>/s tot 4 m<sup>3</sup>/s (dit laatste is optimaal). In de praktijk komt het veelvuldig voor dat de (handmatig) verstelbare inlaten niet

in een optimale stand staan, waarbij er meestal minder water over de vispassage gaat. Voor het verstellen van de inlaatconstructie is een speciale (unieke) sleutel noodzakelijk die beschikbaar is bij het district. Wie bij RWS verantwoordelijk is voor een goede instelling van de inlaten is onduidelijk (staat ook niet in de instandhoudingsplannen). Er is een geval bekend van een lokale beroepsvisser die de sleutel had laten maken, waarmee hij de vispassage al gelang naar zijn wensen (afhankelijk van zijn visserij) kon verstellen (te Lith). Dit en bovengenoemde onduidelijkheden zijn niet wenselijk. Bij de extreme droogte die de laatste jaren optreedt in de Maas dreigt af en toe het stuwpeil te ver in te zakken. Als alle maatregelen genomen zijn om waterverlies te voorkomen (b.v. dichtstoppen stuwen, terugpompen schutwater kanalen, stopzetten waterinname landbouw etc) dan worden uiteindelijk ook de vistrappen geknepen op 2,5 m<sup>3</sup>/s. De onderhoudsaannemer krijgt dan de opdracht van RWS om de inlaatdrempels hoger te zetten. Na de droogte-calamiteit zet hij deze weer terug omlaag.

#### Ligging benedenstroomse monding bij Lith en Linne

Zoals eerder opgemerkt, de inzwemopeningen van de vispassages te Lith en Linne liggen te ver (respectievelijk 42 m en 97 m) van de uitstroom van de WKC af. Bij Lith is getracht dit te verbeteren door het aanbrengen van een damwand een stuk benedenstrooms van de eerste drempel, waarin een vertical slot opening is aangebracht. De opening in de damwand ligt echter nog te ver van de uitstroom van de WKC. De damwand omsluit tevens een aanzienlijk groot gebied waar, door het ontbreken van stroming, veel sediment is afgezet. De damwand dient opnieuw vormgegeven en verlegd te worden, waardoor een smaller kanaal ontstaat met een vertical slot als inzwemopening vlak benedenstrooms van de uitstroom van de WKC. Bij Linne is een landtong van bijna 100 m lengte aanwezig, die de vispassage ingang scheidt van de uitstroom van de WKC. De inzwemopening hier moet worden verlegd, zodat een opening wordt geboden die uitkomt vlak benedenstrooms van de WKC.

#### Drempels in de vispassage bij Lith en Linne

De drempels in de vispassage te Lith en Linne zijn geheel anders qua constructie, dan die in de overige vispassages op de Maas. Het verdient aanbeveling alle drempels bij deze vispassages te vervangen door drempels bestaande uit stalen damwand, aangestort met stortsteen en beton, waarbij tevens vertical slots worden gecreëerd, zoals in de vispassage bij Borgharen.

#### Hoogteligging drempels

Tijdens de inspectie van de vispassages in 2012 (Hop, 2014) is geconstateerd dat de huidige hoogteligging van heel wat drempels afwijkt van het ontwerp. In de loop der jaren zijn drempels verzakt, waardoor ongewild een groter verval is ontstaan dan binnen het ontwerp was voorzien, met navenant hogere stroomsnelheden. Hop (2014) geeft aan dat dit in ieder geval geldt voor de vispassages Lith, Belfeld, Linne en Borgharen. Na deze inventarisatie zijn acht jaar verstreken, dus is het de vraag of deze situatie nog hetzelfde is. Een nieuwe inventarisatie is wenselijk. Vervolgens dient aanpassing te worden uitgevoerd. Uit recente waarnemingen blijkt ook dat rivierprik moeite heeft met het passeren van de drempels in de vispassage bij Lith (Visionair 59, maart 2021).

#### Voorkomen van 'kortsluiting' van de stroming in de bekkens

Voornamelijk bij Lith en Linne, maar ook bij andere vispassages (Borgharen) zijn soms te korte bekkens aangebracht (bij Lith en Linne al in het ontwerpstadium) waardoor er onvoldoende uitdoving van energie plaatsvindt. De snelle stroming over de ene drempel gaat onverstoord door naar de benedenstrooms gelegen drempel, met een beperkte optrekbaarheid tot gevolg. Tevens zijn er, zeker in de vispassages te Lith

en Linne, ook bekkens aanwezig die qua lengte zijn overgedimensioneerd. In dat geval is een herplaatsing van drempels vereist, hetgeen goed aansluit bij het vernieuwen van de drempels bij Lith en Linne.

#### Positie stoorstenen

Bij veel drempels met vertical slots zijn stoorstenen geplaatst vlak achter de slots ter demping van de doorstroming. In veel situaties is de positie van de stoorstenen niet correct, ze staan veel te dicht op het slot waardoor een zeer moeilijk doorzwembare opening (zeker voor grote vis) ontstaat. De stoorstenen dienen op minimaal een meter afstand van de slots te staan. Waar nodig dient dit gecorrigeerd te worden. Dit geldt voornamelijk voor de vispassages Lith, Grave, Roermond en Borgharen.

#### Volume controle bekkens, verwijdering sedimenten

Bij inspectie van de vispassages is gebleken dat in sommige bekkens, veelal achter stoorstenen, een enorme ophoping plaatsvindt van lege *Corbicula* schelpen en ander sediment. Hoewel het volume van de bekkens veelal overgedimensioneerd is waardoor er niet snel knelpunten ontstaan, is het toch wenselijk dit sediment te verwijderen. Op termijn kunnen hierdoor wel problemen ontstaan.

#### Controle vertical slots en eventuele aanpassingen

De aanwezige vertical slots in de drempels van de vispassages zijn de meest kwetsbare elementen van de bestaande vistrappen. Bij eerder onderzoek naar de vispassage te Roermond (onderzoek ter vergelijking van de werking met de hevelvispassage (Vriese & Kroes, 2009)) is in de voorbereiding uitgebreid onderhoud uitgevoerd aan de bekkervispassage in 2007/2008. Het bleek nauwelijks mogelijk de vertical slots in de drempels te vinden omdat deze volledig waren dichtgeslagen met plantenmateriaal, plastic, afval etc. De slots hadden hun functie geheel verloren.

#### Onderhoud

De laatst genoemde aanpassingen/werkzaamheden zouden bij voorkeur twee keer per jaar uitgevoerd moeten worden (begin voorjaar, begin najaar) in de vorm van een vast onderhoudsprogramma. Tijdens dit programma kan dan ook gekeken worden of het noodzakelijk is vegetatie in de vispassages en op de oevers te verwijderen. Zwerfvuil kan dan worden verwijderd en tevens kan gekeken worden naar de diepte bij de instroom(constructie) en uitstroom van de vispassage (plaatselijk zet zich sediment af waardoor de toegang tot de vispassage kan worden belemmerd). De gehele functionaliteit van de vispassage kan dan verder worden nagelopen. Tevens biedt het een mogelijkheid om de detectiestations van het NEDAP Trail system® in de vispassages te controleren.

#### Lokstroomcondities

De vispassages in de Maas zijn ontworpen op het (nagenoeg) maximale peilverschil dat tussen de stuwvakken kan ontstaan. Bij verhoogde afvoeren leidt dit tot een situatie dat bij veel vispassages de meest benedenstrooms gelegen drempels zijn verdrongen (zie ook Hop, 2014). Dit werd geconstateerd bij de vispassages Lith, Grave, Sambeek en Belfeld tijdens de inventarisatie in 2012. Hierdoor is de lokstroomwerking praktisch afwezig en zullen vissen veel meer moeite hebben de ingang van de vispassage te vinden. Een goede analyse van de afvoeromstandigheden in relatie tot de hoogteligging van de meest benedenstrooms gelegen drempels is wenselijk. Vervolgens kunnen maatregelen worden uitgevoerd om de lokstroom te optimaliseren. Hiervoor zijn er een tweetal mogelijkheden. Als eerste kunnen de meest bovenstrooms gelegen drempels verplaatsbaar of wegklapbaar worden gemaakt. Bij een hoge afvoer worden deze drempels

gestreken, zodat het overblijvende verval over een kleiner aantal drempels wordt verdeeld. Als gevolg hiervan blijft de benedenstroomse lokstroom intact. Een andere, waarschijnlijk eenvoudiger, mogelijkheid is suppletie van extra afvoer middels een buisleiding in het meest benedenstroomse bekken. Dergelijke voorzieningen zijn te vinden in vispassages op de Nederrijn-Lek. Door toevoer van extra water wordt een sterkere lokstroom gecreëerd waardoor vissen makkelijker de ingang van de vispassage kunnen lokaliseren. Naar verwachting dient hiervoor ook het meest benedenstroomse deel van de vispassage te worden aangepast.

### Toevoeging van additionele zuurstof

Salmoniden worden aangelokt door water met een hoger zuurstofgehalte. Hoewel de gehalten aan zuurstof in het Maaswater voldoen aan de gestelde normen, kan het inbrengen van extra zuurstof leiden tot een hogere aantrekking van salmoniden en waarschijnlijk ook andere vissoorten. Uit onderzoek is gebleken dat salmoniden de pluim water uit een WKC mijden omdat deze vaak zuurstofarmer is dan het water in de rivier zelf (door drukverschillen in de turbine wordt zuurstof uit het water verdreven). Het bedrijf Biomark is momenteel bezig met het ontwikkelen van deze techniek. In de toekomst kan worden nagegaan of deze techniek meerwaarde zou hebben voor toepassing bij vispassages op de Maas.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: door het uitvoeren van genoemde maatregelen zal de connectiviteit stijgen waardoor de  $p$  waarde aanzienlijk dicht bij 1 zal komen te liggen, zeker bij de vispassages die nu relatief slecht scoren. Naar verwachting zal de connectiviteit dicht bij 90% komen te liggen voor alle vispassages die nu nog minder dan dat scoren;
- Stromend habitat: het aanpassen van de vispassage leidt niet tot meer stromend habitat dan nu al in de vispassage het geval is.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: indien toevoeging van zuurstof nuttig blijkt, verrijking met zuurstof.

## **5.1.2 AANLEG NIEUWE VISTRAPPEN**

### Algemeen

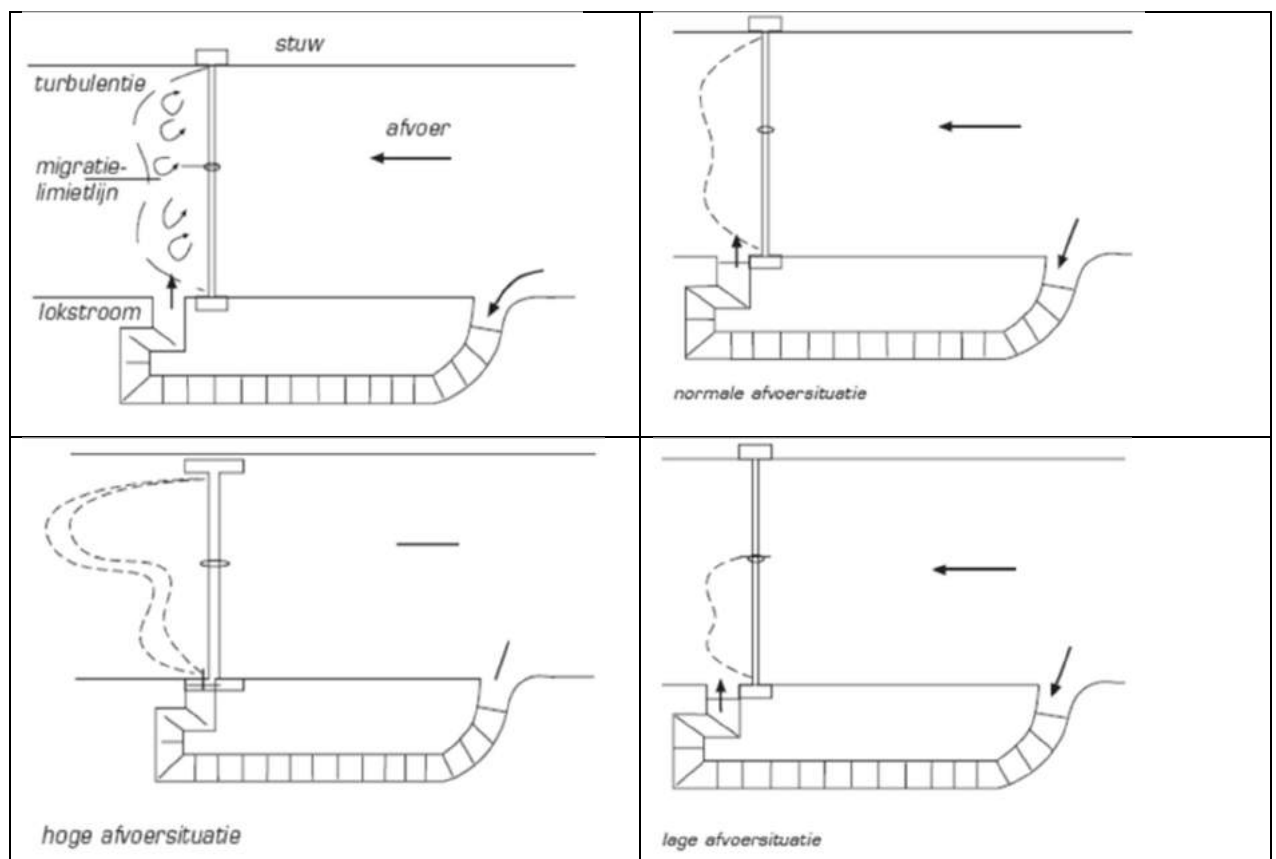
Ondanks dat een vispassage goed ontworpen kan zijn (in termen van ligging ten opzichte van de barrière, debiet in verhouding tot de hoofdstroom, vormgeving van drempels en inzwemopening, dimensies van de vertical slots, peilverschillen over de drempels, lengte, breedte en diepte (in relatie tot energie-uitdoving, passerende vissoorten en levensstadia), wil dit nog niet zeggen dat de bestaande vispassage in alle omstandigheden optimaal functioneert.

Al eerder is opgemerkt dat bij hoge afvoeren op de Maas de benedenstroomse drempels van verschillende vispassages verdronken zijn waardoor de lokstroomwerking vermindert of zelfs geheel afwezig is. Verder geldt eveneens dat bij hoge afvoeren de verhouding tussen het debiet in de hoofdstroom en het debiet over de vispassages ongunstiger wordt waardoor het vinden van de vispassage kan worden bemoeilijkt.

Ook is de wijze waarop het debiet van de hoofdstroom door of over de barrière gaat van invloed op de effectiviteit van de vispassage. Stroomopwaarts migrerende vis wordt aangetrokken door het grootste debiet bij een barrière en zal vervolgens nabij de migratielimietlijn (turbulente zone benedenstrooms van de barrière) gaan zoeken naar een alternatieve wijze om stroomopwaarts te komen. Afhankelijk van de afvoer, verandert de ligging van de migratielimietlijn, terwijl de ingang van de vispassage daar zo goed mogelijk bij moet aansluiten. Tevens geldt dat de migratielimietlijn voor vissoorten en levensstadia verschillend is, veroorzaakt door de verschillende zwemcapaciteit van de vissen. Het gedrag van vissen bij het naderen van een barrière kan als volgt omschreven worden (Kroes & Monden, 2005):

- de vis nadert de constructie langs de oever met de sterkste stroming;
- de vis verzamelt zich dicht bij de constructie, afhankelijk van de stroomsnelheid;
- de vis voert zoekbewegingen uit en oriënteert zich langs een denkbeeldige migratielimietlijn;
- de ligging van de migratielimietlijn (of zone) is afhankelijk van de zwemcapaciteit van de vis en het debiet over of door de constructie;
- de voorste grens van de migratielimietlijn ligt daar waar de stroming sterk turbulent is of waar de stroomsnelheid gelijk is aan de 'verhoogde snelheid' van de vis (dit is de snelheid die de vis slechts een beperkte tijd kan volhouden; meestal 1 à 2 m/s);
- nadat de migratielimietlijn is bereikt, hoopt de vis zich op in de luwtezones langs de oever;
- de vis zal verschillende keren per dag de lengte en de breedte van de zoekzone langs de migratielimietlijn doorkruisen.

Figuur 58 (uit Kroes & Monden (2005)) geeft de migratielimietlijn en de turbulente zone gedurende verschillende afvoersituaties bij een tweetal stuwen gelegen in een rivier (theoretisch).



**Figuur 58** Ligging van de migratielimietlijn en turbulente zone bij diverse afvoersituaties (bron: Kroes & Monden, 2005).

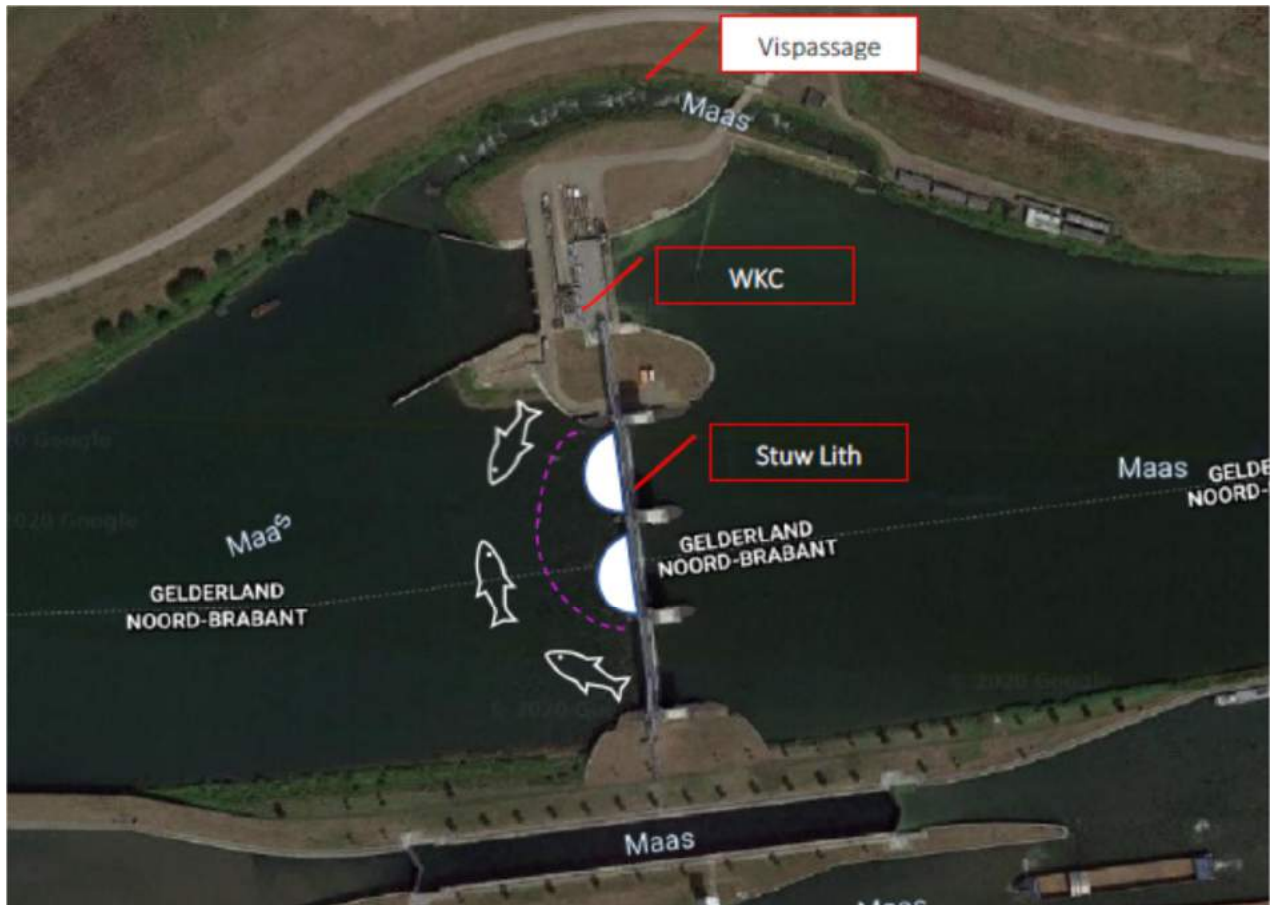
Voor vissoorten met een grote zwemcapaciteit ligt de migratielinielij dus dichterbij het kunstwerk dan voor vissen of levensstadia met een geringere zwemcapaciteit. Maar, weinig vissoorten zullen daadwerkelijk de turbulente zone ingaan, met uitzondering van zalm en zeeforel die wel gewend zijn aan turbulent stromende bovenlopen en watervallen. Figuur 59 geeft een goed overzicht van turbulente stroming en migratielinielij bij de stuw en vistrap te Sambeek (ingang vistrap linksonder op de foto) op de Maas. Bij een dergelijk beperkte stroomsnelheid vanuit de vispassage zal deze naar waarschijnlijkheid niet attractief zijn of niet worden opgemerkt.

Bij Lith en Linne is de situatie dusdanig dat de vispassage aan de oeverzijde ligt direct naast de WKC. Afhankelijk van met welk aantal of met welke turbines er geturbineerd wordt, ontstaat een andere ligging van de migratielinielij, waarbij de vispassage makkelijk of minder makkelijk wordt gevonden. Bij lage afvoeren en turbineren met één of twee turbines naast de stuw gelegen, wordt de vis juist van de ingang van de vispassage weggelekt. Hier liggen overigens wel mogelijkheden om met een aangepast turbinebeheer (bij lage afvoeren turbineren met de turbines aan de zijde van de vispassage) de migratie te faciliteren.

Extremer is de situatie wanneer de WKC in het geheel niet in werking is en al het water over de stuw gaat. Een en ander is schematisch weergegeven in Figuur 60. De vis zal worden gelokt richting stuw en de zone waar de vis gaat zoeken naar een andere manier om stroomopwaarts te komen, ligt dan ook benedenstrooms van de stuw en sluit niet aan bij de locatie van de vispassage. De landtong en damwand tussen de WKC en stuw (ter geleiding van het water uit de WKC) bemoeilijken nog eens extra het makkelijk vinden van de ingang van de vispassage. Evident is natuurlijk dat deze situatie relatief zeldzaam is omdat er alles aan gedaan wordt om de WKC in werking te houden. In de praktijk wordt ervan uitgegaan dat al het Maaswater door de centrale gaat tot een beschikbare rivierafvoer van 500 m<sup>3</sup>/s. De centrale blijft in bedrijf tot het maximum rivierdebiet van 800 m<sup>3</sup>/s, waarbij het surplus (300 m<sup>3</sup>/s) via de stuw wordt overgestort. Bij grote debieten zal de WKC, op den duur, automatisch uitvallen door te weinig valhoogte (hoog waterpeil benedenstrooms). Bij een beschikbaar rivierdebiet >800 m<sup>3</sup>/s worden de turbines uit bedrijf genomen. Deze situatie komt gemiddeld 19 dagen per jaar voor (meetlocatie Borgharen).



**Figuur 59** Ingang vispassage bij stuw Sambeek. De stroomsnelheden in het midden van de uitstroom van de vistrap bedragen 0,5-0,7 m/s (oranje pijl), aan de ondiepe zijde van de vistrap is de stroomsnelheid 0,3-0,4 m/s (gele pijlen). In het stroombed ter hoogte van de vistrap bedroeg de stroomsnelheid 1-1,2 m/s (rode pijl). De roze stippelij is de fictieve migratielinielij voor relatief zwakke zwemmers (bron: Kranenbarg & Kemper, 2006).



**Figuur 60** Alle debiet over stuw (turbulente zone in wit weergegeven) en zoekgebied vis (roze stippellijn: migratielimietslijn).

Bij een rivierdebiet van groter dan  $500 \text{ m}^3/\text{s}$  kan vis ook worden aangelokt door de stuw, waardoor het vinden van de vispassage wordt bemoeilijkt. In een dergelijke situatie geldt sowieso dat de verhouding debiet door de vispassage (max.  $4 \text{ m}^3/\text{s}$ ) en debiet door de rivier ongunstig is. Temeer daar in deze situatie met stijgende benedenstroomse peilen een afvoer van  $4 \text{ m}^3/\text{s}$  door de vispassage niet gehaald gaat worden (kleiner verval over de vispassage, lagere stroomsnelheden en debieten, benedenstroomse drempels verdronken). Als vuistregel wordt gehanteerd een debiet door de vispassage ter grootte van 10-15% van de gemiddelde afvoer (Kroes & Monden, 2005) en bij kleinere rivieren en beken zelfs tot 50%. Ook bij lagere rivierdebieten blijken volwassen salmoniden ook gedetecteerd te worden beneden de stuw. Het zoekgedrag blijkt breder en complexer dan gedacht.

Hoe het ook zij, een extra vispassage aan de kant van de stuw kan uitkomst bieden om de passeerbaarheid van de barrière te vergroten. In § 4.2.2 is al gebleken dat vissen die vooral onder de stuw van Linne worden gedetecteerd aanzienlijk minder in de vispassage worden waargenomen en in grotere mate via de scheepvaartsluizen passeren. Hiervoor moeten de vissen een aanzienlijk stuk stroomafwaarts zwemmen/zoeken om deze te bereiken. Een extra vispassage bij de stuw zou vertraging in de migratie kunnen voorkomen of demotivatie (vissen die heen en weer zwemmen over verschillende stuwpannen en uiteindelijk terugkeren naar zee) kunnen tegengaan. Het lijkt zeker wenselijk om een extra voorziening te realiseren bij Lith en Linne, gezien de aanwezigheid van WKC's aldaar, maar ook bij de andere stuwcomplexen (misschien met uitzondering van Borgharen) zou een dergelijke maatregel (vispassage aan beide oevers) de vismigratie aanzienlijk kunnen verbeteren.



### Relevante locaties

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal waar aanleg van een nieuwe vistrap wenselijk is.

**Tabel 43** Locaties in het Maasdal waar aanleg van een nieuwe vistrap aan de orde is.

Locatie	Oever nieuwe vistrap (links/ rechts)	Lengte in m	Peilverschil in m	Toelichting
Borgharen	N.V.T	N.V.T	N.V.T	Indien de nieuwe WKC er komt, wordt er al een Vertical slot vispassage aangelegd met een ingang onder de stuw en onder de WKC.
Linne	Rechts*	104	4,00**	De Vertical slot vispassage komt direct naast de Stoney delen van de stuw, in het middelste stuw-eiland.
Roermond	Rechts	72	2,75**	Bij voorkeur zou de Vertical slot vispassage worden aangelegd tussen de Stoneys en het Poirée deel. Naar verwachting is daar te weinig ruimte en moet worden uitgeweken naar de rechter rivieroever.
Belfeld	Rechts	84	3,30**	Idem als bij Roermond.
Sambeek	Rechts	76	2,95**	Idem als bij Roermond.
Grave	Rechts	76	3,00**	De Vertical slot vispassage komt aan de rechter oever.
Lith	Rechts*	100	3,95**	De Vertical slot vispassage komt direct naast de stuw, in het middelste stuw-eiland.

\*: rechts direct naast de stuw zijn, afhankelijk van het gekozen stuwbeheer

\*\* : er wordt uitgegaan van het huidige peilverschil, maar met toevoeging van extra water in het meest benedenstroomse bekken.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: door het realiseren van alle vispassages zal de  $p$  waarde voor stroomopwaartse migratie bij alle stuwcomplexen 1 worden. Momenteel is de  $p$  waarde bij Sambeek het laagst (0,5), de overige vispassages scoren hoger. Met de aanleg van de nieuwe vispassages zal de connectiviteit overall maximaal worden ( $DCI_d = 100$ ), zeker in combinatie met de optimalisatie van de reeds bestaande vispassages. Bedenk hierbij, de  $p$  waarden van de betere vistrappen liggen rond de 0,7-0,9, extra vispassages zullen een aanzienlijke verbetering brengen in de bestaande situatie;
- Stromend habitat: door het realiseren van Vertical slot vispassages zal er geen stromend habitat bijkomen. Het betreft technische vispassages die in hoge mate kunstmatig zijn. Er kan zich wel macrofauna vestigen in de stortsteen laag op de bodems van de bekkend, maar de bijdrage hiervan aan stromend habitat is minimaal.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: geen invloed.

## 5.1.3 VISVRIENDELIJK STUWBEHEER

### Werking

De stuwen in de Maas bestaan uit meerdere delen waarvan de hoogte afzonderlijk ingesteld kan worden (twee Stoney's en een Poiree deel). Momenteel wordt er bij het instellen van deze stuwdeelen geen rekening gehouden met stroomopwaarts migrerende vissen en de lokstroom vanuit de nabijgelegen vistrap. Hierdoor kunnen stromingsomstandigheden voorkomen die de werking van de vistrap negatief beïnvloeden. Als voorbeeld: de Stoney's kunnen zowel bovenlossend (bij lage afvoeren) als onderlossend (bij hoge afvoeren) worden ingezet. Onderstaande figuren geven het stromingsbeeld bij hoge afvoer (960 m<sup>3</sup>/s bij Venlo) waarbij de bovenste figuur het reguliere beheer weergeeft (rechter Stoney onderlossend) en de onderste figuur het op vismigratie gerichte beheer (linker Stoney onderlossend).

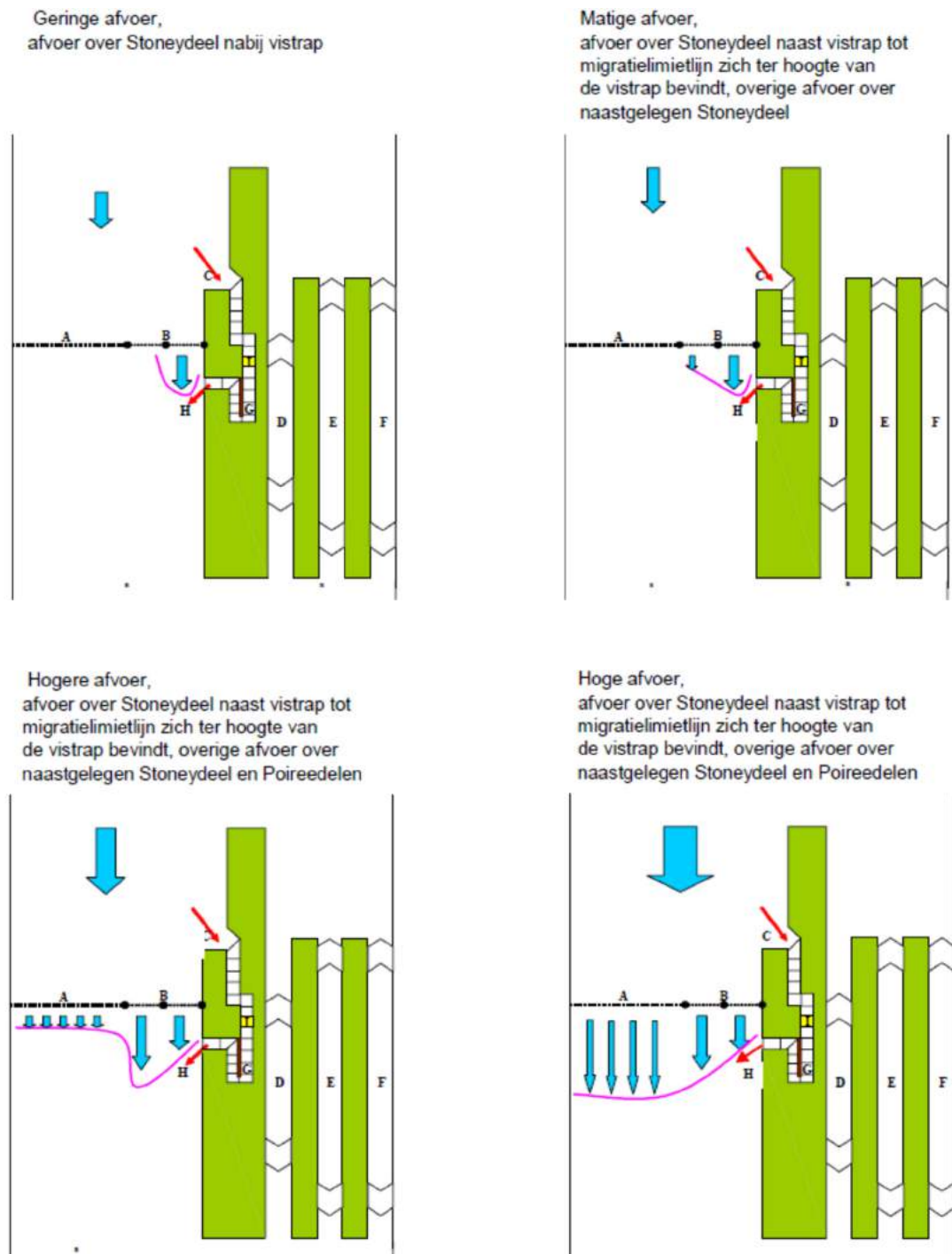
Kranenbarg & Kemper (2006) hebben onderzoek verricht naar aangepast stuwbeheer bij de stuw te Sambreek in de Maas. Op de figuren is te zien dat het benedenstrooms gelegen deel van de vispassage geheel verdrongen is. Op Figuur 61 is een retourstroming (stroomopwaarts gericht) te zien, direct langs de vispassage die de lokstroom uit de vispassage volledig maskeert. Wanneer de linker Stoney onderlossend is, is de stroming langs de vispassage wel stroomafwaarts gericht en kunnen vissen hun normale gedrag (tegen de stroming inzwemmen) vertonen (Figuur 62). Op basis van de vismigratie theorie geven Kranenbarg & Kemper (2006) een schematische afbeelding van het stuwbeheer waarbij de vismigratie wordt bevorderd, bij verschillende afvoersituaties (Figuur 63).



**Figuur 61** Stromingsbeeld benedenstrooms van de stuw bij Sambreek: rechter Stoney onderlossend (rode pijl, retourstroming)



**Figuur 62** Stromingsbeeld benedenstrooms van de stuw bij Sambreek: rechter Stoney onderlossend (rode pijl, stroomafwaarts gerichte stroming).



**Figuur 63** Theoretisch voorbeeld van hoe middels het stuwbeheer rekening kan worden gehouden met de lokstroom vanuit de vistrap. A: Poiree gedeelte, B: Stoney-gedeelte, C: instroomopening vistrap, D,E,F: sluisen, G: vistrap, H: Lokstroom, I: brug over vistrap. Roze lijn: Migratielinielij (bron: Kranenbarg & Kemper, 2006).

Om dit beheer te testen hebben Kranenbarg & Kemper (2006) 52 vissen van diverse soorten voorzien van akoestische merken en gekeken naar het zwemgedrag benedenstrooms van stuw Sambeek. Helaas waren maar zeer weinig vissen gemotiveerd om stroomopwaarts te trekken. Één blankvoorn en één zeeperik zijn

uiteindelijk door de vispassage te Sambeek stroomopwaarts gemigreerd. De vissen voor het onderzoek waren gevangen bovenin de vispassage van Grave en het is heel goed mogelijk dat deze vissen op weg waren naar paaiplaatsen in het stuwvak Grave-Sambeek en in het geheel niet van plan waren verder naar bovenstrooms te migreren. Hoewel het dus in de praktijk niet mogelijk was het nut van vismigratievriendelijk stuwbeheer aan te tonen, is het zeer waarschijnlijk dat een dergelijk beheer de kansen op succesvolle stroomopwaartse migratie verbetert. Het lijkt dan ook zinvol dergelijk beheer als *'no regret'* maatregel bij Sambeek en soortgelijke stuwcomplexen tot uitvoering te brengen. Langjarig telemetrisch onderzoek met salmoniden kan uiteindelijk uitwijzen of dit een effectieve maatregel is.

### Relevante locaties

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal waar aanpassing van het stuwbeheer ten behoeve van de vismigratie mogelijk is.

**Tabel 44** Locaties in het Maasdal waar aanpassing van het stuwbeheer ten behoeve van vismigratie mogelijk is.

Locatie	Aanpassing mogelijk	Toelichting
Borgharen	Ja	In de situatie met de nieuwe WKC zijn er twee inzwemopeningen: één onder de stuw en één bij de WKC. Door voornamelijk de meest linkse stuw te gebruiken, kunnen de vissen naar de ingang van de vispassage gelokt worden. Bij hogere afvoeren kan met de middelste stuw en de meest linkse stuw water worden afgevoerd.
Linne	Ja, deels.	Gekeken zou moeten worden naar turbinebeheer in relatie tot de ligging van de vistrap. Gaat er ook water over de stuw, dan moet dit geloosd worden met de Stoney het dichtst gelegen bij de nieuwe vistrap.
Roermond	Ja	Conform Sambeek.
Belfeld	Ja	Conform Sambeek
Sambeek	Ja	Conform Sambeek (Kranenbarg & Kemper, 2006).
Grave	Ja	Water afvoeren met de meest rechtse en linkse stuw zodat vis naar de bestaande en nieuwe vispassage wordt gelokt.
Lith	Ja	Conform Linne

### Effectiviteit

- Connectiviteit: de connectiviteit wordt in de eerste instantie verbeterd door aanpassingen aan bestaande vispassages en de bouw van nieuwe vispassages, waarmee DCId waarschijnlijk al stijgt tot 100. Aangepast stuwbeheer is een verdere optimalisatie in situaties met hoge afvoer, waarin de vispassages mogelijk iets minder goed werken. Door deze aanvullende maatregel zal de connectiviteit dan ook weer maximaal worden;
- Stromend habitat: er zal door deze maatregel geen extra stromend habitat gecreëerd worden.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: aangepast bedieningsregime, zonder aanvullende ingrepen;
- Waterkwaliteit: geen invloed.

#### 5.1.4 VISVEILIGE WKC'S EN TURBINES

##### Algemeen

Onderzoek naar de mogelijkheden om vissterfte bij WKC's op de Maas te verminderen dateert al van veel jaren geleden (Vriese, 1993; 1996; Bruijs, 2004). Bruijs (2004) concludeert dat visgeleidingssystemen gebaseerd op licht en geluid, de Migromat, het grofvuilrooster en het aangepaste grofrooster, op grond van het ALARA-beginsel (Kosteneffectiviteit) en de verwachte perspectieven met betrekking tot de betrouwbaarheid en toepasbaarheid, gezien kunnen worden als BBT voor toepassing bij de WKC's te Linne en Lith. In het algemeen worden visgeleidingssystemen gebaseerd op licht en geluid als onvoldoende betrouwbaar gezien om de voor de Maas gestelde normen voor visveiligheid te halen. Voor de mechanische systemen (het grofvuilrooster en het aangepaste grofrooster) geldt dat deze kostbaar zijn (door Bruijs (2004) respectievelijk ingeschat op 7,5 miljoen en 12,5 miljoen euro per WKC) en op grond daarvan nooit zijn gerealiseerd. In hetzelfde document geeft ingenieursbureau Floecksmühle nog een inschatting van het realiseren van een *modular inclined screen* of een fijnrooster en komt daarbij op een kostenpost van 28 tot 35 miljoen Euro.

Op 23-25 april 2013 is er een internationale workshop "Fish Protection at Hydropower Stations in the River Meuse, the Netherlands" geweest, georganiseerd in opdracht van Rijkswaterstaat, Nuon en Essent. De bedoeling van deze workshop was vast te stellen of er nieuwe ontwikkelingen waren die visbescherming bij bestaande WKC's mogelijk zou maken. Een internationale groep van deskundigen en betrokkenen hebben tijdens deze workshop mechanische en gedragsgebaseerde visbeschermingssystemen alsook nieuwe turbine typen tegen het licht gehouden en beoordeeld op haalbaarheid, effectiviteit en kosten, aan de hand waarvan een rapport is vervaardigd (Bruijs & Vriese, 2013). De uitkomst van de discussie op de laatste dag was dat de groep deskundigen van mening was dat nieuwe turbinetechnieken (en dan specifiek de Pentair Fairbanks Nijhuis / FishFlow Innovations visvriendelijke turbine) de beste perspectieven biedt om de vischadeproblematiek op te lossen. Op de 2e plaats kwam het SILAS-BAFF systeem (een combinatie van geluid, licht en bellengordijn), daarna roostersystemen, op de vierde plaats Early warning systems (o.a. Migromat® voor aal) en op de laatste plaats het vangen en transporteren van vis (Trap and Transport). De investeringskosten voor het SILAS-BAFF systeem werden geschat op 6 miljoen euro, de kosten voor roostersystemen werden geschat op 10-20 miljoen euro per WKC. Het realiseren van één visvriendelijke turbine voor de locatie Linne werd geschat op 3-4 miljoen euro. Deze laatste optie kreeg ondermeer de voorkeur omdat (behalve de aanpassingen voor de nieuwe turbine) er geen grootschalige systemen met noodzakelijk onderhoud en een mogelijk effect op de bedrijfsvoering nodig zijn (bronaanpak).

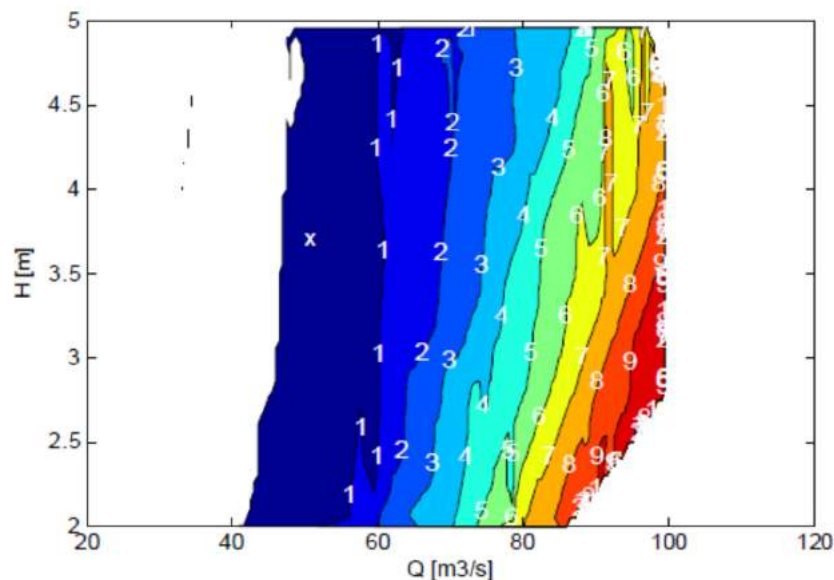
Een en ander heeft geleid tot toepassing van de huidige maatregelen (Migromat® en EWS voor smolts) zoals besproken in hoofdstuk 4. Deze maatregelen blijken niet te voldoen (Migromat®) of zijn niet voldoende toekomstbestendig (EWS voor smolts).

In de afgelopen jaren is echter ook gekeken naar de toepassing van visveilige turbines of visveilige kleinschalige WKC's. Voor de locaties Borgharen, Belfeld en Grave zijn er plannen om tot toepassing van dergelijke WKC's te komen. Omdat deze voor vergunningverlening getoetst dienen te worden aan de Waterwet en de Beleidsregel watervergunningverlening voor WKC's in de Nederlandse rijkswateren en alleen gerealiseerd mogen worden indien deze de norm voor vischade op de Maas kunnen halen (vissterfte nihil), worden deze hier niet verder behandeld. Het mag duidelijk zijn dat de connectiviteit in de Maas niet verbeterd door het aanleggen van nieuwe visveilige WKC's, maar hooguit niet verslechtert. Voor verbetering van de

connectiviteit is het van groot belang dat de bestaande WKC's bij Linne en Lith maatregelen treffen door bijvoorbeeld visveilige turbines te installeren, ondanks de hoge kosten die hiermee gepaard gaan.

### Visveilige turbine voor Linne

De toepassing van visveilige turbines lijkt wel een oplossing te kunnen bieden voor de WKC's te Linne en Lith. Relatief recent zijn schaalmodellen van de Pentair Fairbanks Nijhuis / FishFlow Innovations turbine en de Pentair Fairbanks Nijhuis modified bulb turbine getest op visveiligheid met zeer goede resultaten (0-mortaliteit voor aal) (Winter *et al*, 2012; Vriese, 2015). Een en ander is aanleiding geweest om na te gaan wat voor opties er zijn om te komen tot een visveilige turbine voor WKC Linne (Van Berkel *et al*, 2014). In opdracht van RWS, Essent Power en de provincie Limburg is er een desk / modelmatige studie uitgevoerd naar turbines van een tweetal fabrikanten, te weten Nijhuis Pompen en Stellba. Mogelijke verbeteringen in de turbine techniek, zoals die aan het licht kwamen in de modelstudies, zijn hierbij ook nader bekeken en doorgevoerd met als resultaat dat de turbine van Nijhuis Pompen als visveilig alternatief uit de bus kwam. Het betreft de turbine met variabele snelheid en een *modified leading edge*, waarvoor een gemiddelde aalmortaliteit berekend kon worden van 1,8% (in de migratieperiode van oktober tot en met december, aal van 65 cm, binnentredend langs de bodem). Figuur 64 geeft de berekende aalmortaliteit (getallen in gekleurde zones) in relatie tot opvoerhoogte (verticale as) en debiet door de turbine (horizontale as).



**Figuur 64** Berekende aalmortaliteit in % (witte cijfers) in relatie tot valhoogte en debiet door de turbine (uit Van Berkel *et al*, 2014).

Opvallend is dat dit turbinetype juist bij lage debieten een zeer geringe mortaliteit laat zien, terwijl dit bij de huidige Kaplan turbines in Linne en Lith juist andersom is (hoge debieten, lage mortaliteit). Dit biedt onder meer mogelijkheden om tot combinaties van turbinetypen te komen die met een specifiek beheer visveilig kunnen worden afgestemd op de debieten in de Maas. Berekend is ook in eerder genoemde studie, dat wanneer de kosten voor renovatie van de bestaande turbines afgetrokken zouden worden, het realiseren van een visveilige turbine op 4,3 miljoen euro zou komen. Hiermee zou de kern van het probleem worden aangepakt, zonder de onzekerheden die andere maatregelen (gedragsgebaseerde systemen, fijnroosters, grofvuilroosters, aangepaste grofroosters etc.) met zich meebrengen.

### Relevante locaties

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal waar toepassing van nieuwe visveilige turbines mogelijk is (bij bestaande WKC's) en waar kleinschalige visveilige WKC's gepland zijn.

**Tabel 45** Locaties in het Maasdal waar toepassing visveilige turbines mogelijk is en kleinschalige visveilige WKC's gepland zijn.

Locatie	Oever WKC (links/rechts)	Toelichting
Borgharen	Links	Kleinschalige WKC met fijnrooster, max. debiet 50 m <sup>3</sup> /s (vergund)
Linne	Rechts	Bestaande WKC max. 450 m <sup>3</sup> /s. Twee van de vier turbines ombouwen naar visveilige turbines (vergund maar vooralsnog niet uitgevoerd)
Roermond	N.v.t.	Geen plannen.
Belfeld	Rechts	Submarine centrale met fijnrooster, 2 turbines met elk 25 m <sup>3</sup> /s (vergund).
Sambeek	N.v.t.	Submarine centrale met fijnrooster, 2 turbines met elk 25 m <sup>3</sup> /s (aanvraag op de plank)
Grave	Rechts	Drie vijzelturbines, van elk 8 m <sup>3</sup> /s, in de oude sluiscolk (aanvraag).
Lith	Rechts	Bestaande WKC max 450 m <sup>3</sup> /s. Twee van de vier turbines ombouwen naar visveilige turbines (optie, geen aanvraag).

### Effectiviteit

- Connectiviteit: bij Linne en Lith, afhankelijk van welke schadepercentsages uiteindelijk gehaald worden, een goede verbetering van de connectiviteit voor stroomafwaarts migrerende vissen;
- Stromend habitat: geen effecten.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geringe aanpassingen in het beheer bij de nieuwe locaties Borgharen, Belfeld en Grave;
- Waterkwaliteit: geen effecten.

## 5.1.5 AANPASSINGEN AAN STUWEN

### Woelbak

Vriese (2017) heeft gekeken naar de effecten van stroomafwaartse passage van vis over stuwen. In grote lijnen kan onderscheid worden gemaakt in directe schade als gevolg van stroomafwaartse passage van stuwen en indirecte schade. Directe schade kan ontstaan als gevolg van botsing ('vallen' over de stuw), 'grinding' (afschaving door beklemming), barotrauma, 'shear' (schurende krachten, afschuiving) en turbulentie. Indirecte schade als gevolg van passage van stuwen bestaat uit predatie door vogels en vissen en vertraging van de migratie. Over het algemeen zijn de fysieke condities bij passage van stuwen niet van dien aard dat directe schade te verwachten is. Wel is er een risico op indirecte schade doordat vissen worden blootgesteld aan een hoge mate van turbulentie (zeker bij hoge afvoeren). Het gevolg hiervan is dat vissen sterk gedesoriënteerd zijn, verstoorde zwembewegingen vertonen, waarbij de predatorreflex tot wel 24 uur kan worden onderdrukt (Odeh *et al.*, 2002). De vissen zijn dan een makkelijke prooi voor predatoren die zich ook daadwerkelijk benedenstrooms van stuwen verzamelen (Ferguson *et al.*, 2006).

In het specifieke geval van een woelbak onder een overstortende stuw kunnen er toch risico's voor schade door turbulentie aanwezig zijn. Voldoende diepte en voldoende volume zijn hierbij van belang. DWA (2005) citeren hier Odeh & Orvis (1998) en stellen dat de diepte van de woelbak een kwart van valhoogte (niveauverschil) maar minimaal 0,9 m dient te zijn en de woelbak een volume moet hebben van  $10 \text{ m}^3$  per  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  afvoer. Als dan bijvoorbeeld wordt gekeken naar de stuwen op de Maas dan kan worden geconstateerd dat de diepte onder het Poirée deel van de stuw 1,5 m is en daarmee ruimschoots voldoende (3-4 m verval). Bij het Poirée deel van de stuw is geen sprake van een woelbak. De bodem stroomafwaarts bestaat uit een betonnen vloer voor de eerste 10 m, waarna de bodem is versterkt met grove stortsteen (40 – 200 kg). Een en ander vormt naar alle waarschijnlijkheid geen risico; in wezen is het een open waterlichaam waarin het water terecht komt, waarbij de stroomsnelheden ook in voldoende mate beperkt zijn.

De beide Stoney delen hebben echter wel een woelbak, met afmetingen van  $17 \times 6 \times 2,5 \text{ m}$  (volume is  $255 \text{ m}^3$  per Stoney deel). Maximaal zou er  $25,5 \text{ m}^3/\text{s}$  over elk Stoney deel mogen gaan (in totaal  $51 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ter beperking van de turbulentie volgens de richtlijnen van Odeh & Orvis (1998). In de praktijk kan het debiet over elk Stoney deel oplopen tot maximaal  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  (in totaal  $200 \text{ m}^3/\text{s}$  voor beide delen), waarmee de richtlijnen ruimschoots worden overschreden en er dus te grote turbulentie kan ontstaan (zie Foto 9). Het water stort in de woelbak en wordt vervolgens omhoog gedwongen waarbij een staande golf ontstaat. Om te voldoen aan de richtlijnen zou de woelbak minimaal een volume moeten hebben van  $1000 \text{ m}^3$ . Hiertoe dient de woelbak in stroomafwaartse richting te worden verlengd en tevens dieper worden gemaakt. Geschikte afmetingen zouden zijn  $17 \times 15 \times 4 \text{ m}$  (volume is dan  $1020 \text{ m}^3$ ). Het verdient de aanbeveling dit bij alle stuwcomplexen met Stoney stuwen tot uitvoering te brengen om indirecte sterfte als gevolg van blootstelling aan turbulentie te beperken.



**Foto 9** Stromingsbeeld benedenstrooms van de stuw bij Roermond bij hoge afvoer ((foto: F.T. Vriese, ATKB).

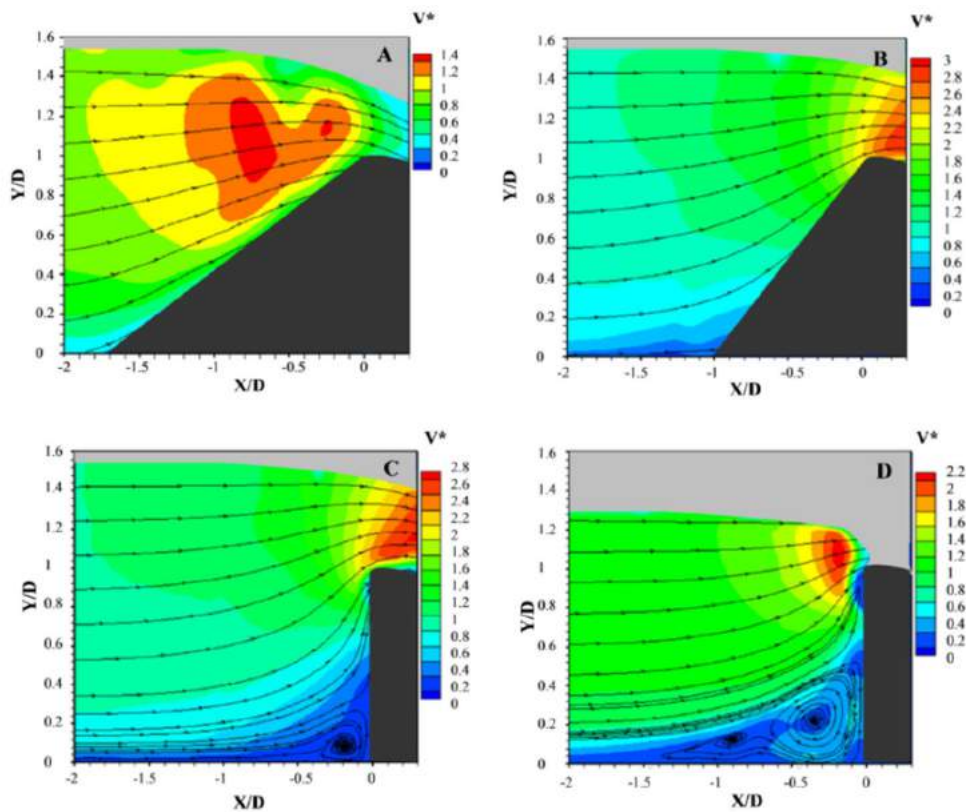


### Vormgeving van de overlaat

Een aspect van belang bij stroomafwaartse migratie betreft het optreden van vertraging in de migratie als gevolg van de aanwezigheid van stuwen. Op de Maas is meerjarig telemetrisch onderzoek gedaan naar de stroomafwaartse migratie van smolts en schieraal (Vriese *et al.*, 2015a; 2015b). In het algemeen lijkt de verblijftijd voor stuwcomplexen met een WKC het grootst. Voor de rest is het beeld nogal wisselend. Er zijn altijd individuen die bovenstrooms slechts één keer gedetecteerd zijn en dus snel doorzwemmen. Ook zijn er individuen die langer en soms zelfs heel lang aanwezig blijven (voornamelijk schieralen). Het lijkt er in ieder geval niet op dat de stuwen altijd voor grote vertraging zorgen daar de meeste individuen direct dan wel binnen een uur passeren. De hoeveelheid afvoer speelt hierbij ook een rol. Gauld *et al.* (2013) onderzochten de stroomafwaartse migratie van smolts in de rivier Tweed (Verenigd Koninkrijk). Bij relatief kleine stuwen met een verval van 1 tot 3 meter werd in het onderzoeksjaar 2010 met een lage afvoer aanzienlijke vertraging waargenomen, dit in tegenstelling tot het jaar 2011 toen de afvoer aanzienlijk groter was. Ook bleek de vertraging afhankelijk van het type stuw. Bedacht moet worden dat het hier een kleinschalige rivier betreft met geringe afvoer (<10 m<sup>3</sup>/s tot enkele tientallen m<sup>3</sup>/s). Als gevolg hiervan gaat er soms maar een geringe waterlaag over de stuwen, waardoor de smolts niet graag passeren. Een en ander leidt ook tot aanzienlijk meer predatie en dus grotere verliezen onder de stroomafwaarts migrerende smolts.

Om passage efficiëntie van stuwen te vergroten is het nodige onderzoek gedaan, voornamelijk in de Verenigde Staten. Haro *et al.* (1998) deden onderzoek naar de passage efficiëntie van een standaard stuw (korte overlaat) en een aangepaste stuw (NU-Alden). Deze laatste kenmerkt zich doordat deze in de stroomrichting heel breed is en geleidelijk oploopt (soort van lange overlaat). Het ontwerp is dusdanig dat sprake is van een uniforme stroomsnelheidstoename (1 m/s per m, in de stroomrichting). Getest werd met zalm-smolts en Amerikaanse elft (*Alosa sapidissima*). De passage efficiëntie van NU-Alden stuw voor zalm-smolts was significant beter dan die van de standaard stuw. Voor Amerikaanse elft was de verbetering beperkt. Het lijkt erop dat de grotere stroomsnelheidsovergangzone bij de aangepaste stuw er voor zorgt dat zalm-smolts sneller en in grotere groepen de stuw passeren. De auteurs concluderen dat de kans dat zalm-smolts passeren hiermee wordt vergroot, de vertraging in de migratie minder wordt doordat er minder gezocht hoeft te worden naar een stroomafwaartse doorgang. Hierdoor blijft de schoolvorming intact waardoor stress en predatie minder kans krijgen.

Relatief recent is soortgelijk onderzoek uitgevoerd met verschillende typen stuwen (inclinatie van 30° (A), 45° (B) en 90° (C en D) deze laatste bij 2 verschillende dieptes) in de stroomrichting) in een stroomgoot met schieraal en Iberische barbeel (*Luciobarbus bocagei*) (Silva *et al.*, 2015). Onderstaand een afbeelding (Figuur 65) van de geteste configuraties met bijbehorend stromingsbeeld.



**Figuur 65** Stuwconfiguraties en stromingsbeelden, zijaanzicht ( $V^*$  dimensieloze stroomsnelheid met stromingslijnen) (uit Silva et al., 2015)

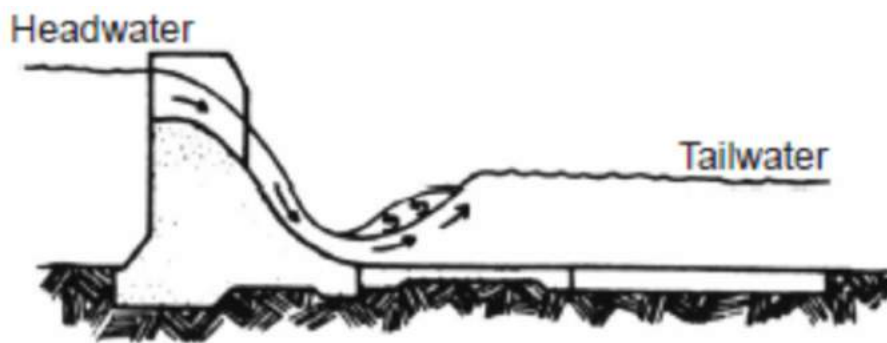
In de ontwerpen (A)  $\theta = 30^\circ$  en (B)  $\theta = 45^\circ$  is de stroming uniform en gelijk verdeeld in alle richtingen en convergeert in de richting van de overlaatsrand. De gemiddelde stroomsnelheid neemt toe over de x-as langs de helling van de overlaat en is het grootst nabij of op de rand van de overlaat. De stroomsnelheid langs de bodem is nihil. In de ontwerpen (C en D) met  $\theta = 90^\circ$  is het stroombeeld anders: de gemiddelde stroomsnelheid is sterk variabel zowel in de stroomrichting als in de verticaal. Direct bovenstrooms van de overlaat langs de bodem ontstaan neren met een tegengestelde stroomrichting. Individueel werden vissen in de stroomgoot gebracht en hun gedrag werd gevolgd en vastgelegd met een camera. De volgende aspecten werden bepaald: aantal naderingen van de overlaat, tijd die voor de overlaat werd doorgebracht (de vis onderzoekt de structuur), passagetijd, passage succes, oriëntatie van de vis en het zwemgedrag (actief, passief, ongecontroleerd).

Uit het onderzoek bleek onder meer dat de barbeel meer vrij in de waterkolom zwom en de aal meer langs de bodem en de wanden (contact zocht met de structuren). Ook zwom de aal meer actief in de richting van de stroming (kop vooruit). Slechts een enkele keer ontstond er een schrikreactie op de snellere stroming met een poging om stroomopwaarts te zwemmen. De barbelen lieten een meer passief zwemgedrag zien. Bij een stroomversnelling aangekomen, sprinten de barbelen vaak in stroomopwaartse richting weg. Ook werden ze passief meegevoerd over de overlaten (niet gecontroleerd zwemmen).

Geconcludeerd werd dat de langere overlaten met een glooiende helling voor schieraal een duidelijk beter passagesucces lieten zien dan de verticale overlaat. Hoewel het passagesucces bij ontwerp B het hoogst

was, werd ontwerp A als best beoordeeld wanneer alle genoemde aspecten werden meegenomen (passagetijd was bijvoorbeeld sneller bij ontwerp A). Voor barbeel was slechts in geringe mate sprake van een verbetering. Beide soorten ontweken de meer turbulente stroming bij de neren langs de verticale overlaat. Het verschil tussen beide soorten met betrekking tot het passage succes werd door de auteurs mede toegeschreven aan motivatie: schieraal wil stroomafwaarts migreren, terwijl barbeel mogelijk niet gemotiveerd was om stroomafwaarts te gaan.

Het uitgevoerde onderzoek biedt aanknopingspunten om het ontwerp van stuwen te optimaliseren voor vis: turbulente zones voor de stuw dienen te worden vermeden; stroomsnelheid dient in de stromingsrichting geleidelijk toe te nemen (bij voorkeur: 1 m/s/m); bij voorkeur is sprake van een lange overlaat met een helling rond 30°; de overstortende straal moet voldoende dikte hebben (een en ander pleit wellicht voor een getrapte overlaat of een v-vormige overlaat, zodat ook bij lage afvoeren de waterlaag zo dik mogelijk blijft), de benedenstroomse zijde van de stuw zou wellicht ook vorm gegeven kunnen worden als een Ogee spillway (Figuur 66), in combinatie met een ruime woelbak (juist bij lagere vervallen vermindert dit turbulentie waarschijnlijk in hoge mate).

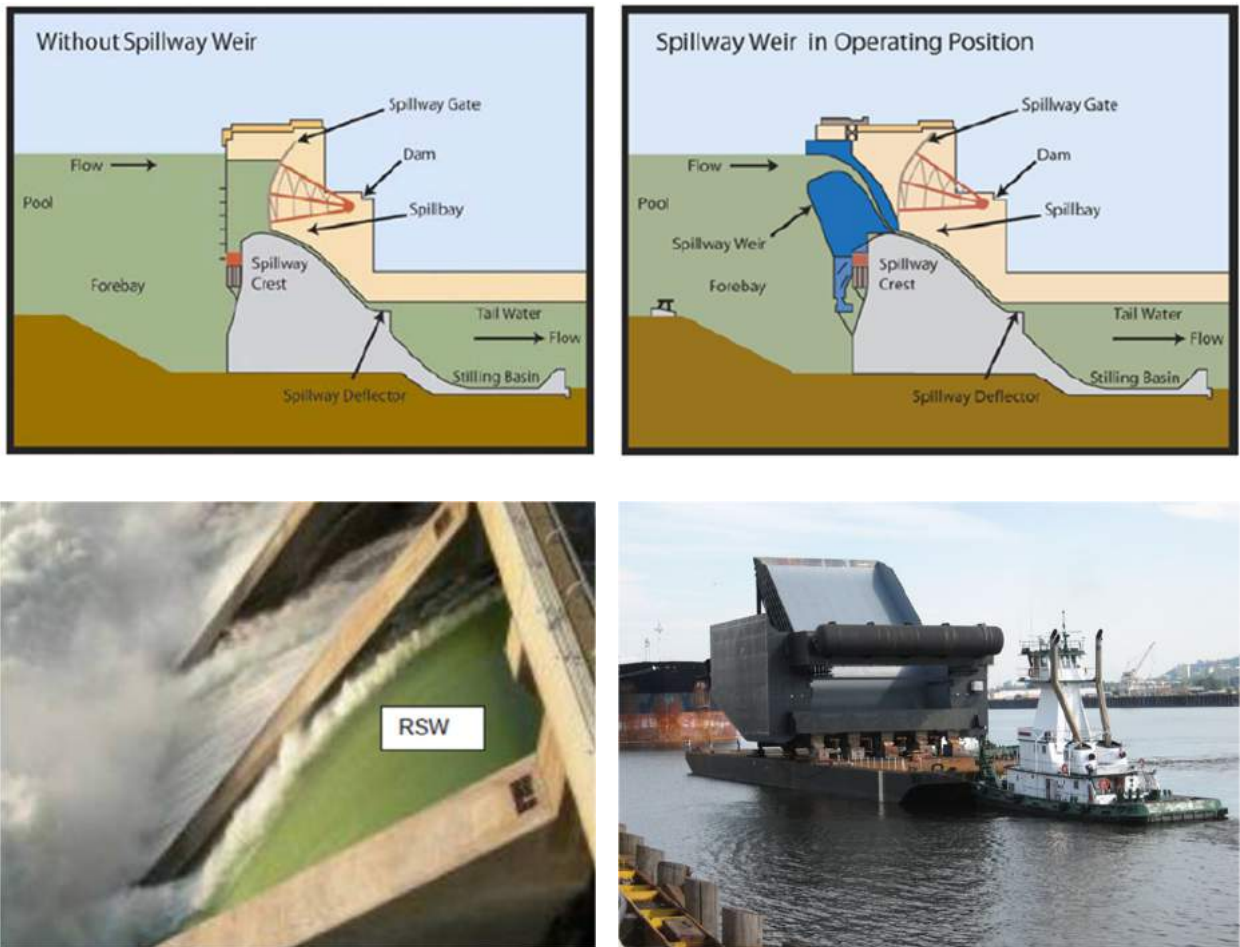


**Figuur 66** Ogee spillway (bron: Therrien & Bourgeois, 2000).

Het verdient aanbeveling om eventuele ontwerpen te modelleren met CFD zodat zones met turbulentie en *shear* al in de ontwerpfase opgespoord kunnen worden, teneinde aanpassingen te treffen om deze zoveel mogelijk te vermijden.

### Tijdelijke voorzieningen

Hoewel de stuwen op de Maas zich er misschien niet goed voor lenen, is het wel interessant om te vermelden dat in de Verenigde Staten ook tijdelijke voorzieningen worden gerealiseerd om de stroomafwaartse migratie van smolts beter en veiliger te maken. Van recentere aard is de ontwikkeling van de spillway weir (RSW: Removable Spillway Weir, Figuur 67). Dit betreft een soort van opzetstuk dat boven op de spillway komt. De vorm hiervan is dusdanig dat het water gelijkmatig versnelt, waardoor de acceptatie van deze route door de smolts ook verbetert. Daarnaast is het zo dat de RSW alleen vanuit de relatief ondiepe waterlagen te benaderen is. Als gevolg hiervan zijn ook de optredende drukverschillen bij hoge stuwdammen tijdens de passage van smolts een stuk gematigder. Door het nemen van dergelijke maatregelen om de mortaliteit van smolts te verminderen had de Bonneville Power Administration (beheerder van de 8 stuwdammen in de Snake en Columbia rivier, deels uitgerust met RSW's) in 2003 maar liefst 186 miljoen dollar minder inkomsten.



**Figuur 67** Spillway zonder (linksboven) en met Removable Spillway Weir (RSW) (rechtsboven). Linksonder: stromingspatroon over de spillway met RSW en zonder. Rechtsonder: RSW op transport.

### Relevante locaties

In onderstaande Tabel 46 wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal waar aanpassing van stuwen ten behoeve van de vismigratie gewenst is. De belangrijkste en waarschijnlijk eenvoudigste aanpassing is het vergroten van de woelbak bij de Stoney stuwen. Borgharen en Lith kennen dezelfde type stuwen: hefstuwen met overstortklep. Linne, Roermond, Belfeld en Sambeek kennen twee tot drie Stoney stuwen gecombineerd met een Poireé deel. Alhier kunnen aanpassingen aan de stuwen plaatsvinden door de woelbak te vergroten. De stuw te Grave betreft een stuw met wegklapbare jukken met wielschotten.

**Tabel 46** Locaties in het Maasdal waar aanpassing van stuwen ten behoeve van vismigratie gewenst is.

Locatie	Aanpassing	Toelichting
Borgharen	Nee	Geen woelbak aanwezig.
Linne	Ja	3 Stoneys (doorstroombreedte 17 m per schuif, totaal 51 m).
Roermond	Ja	2 Stoneys (doorstroombreedte 17 m, totaal 34 m).
Belfeld	Ja	2 Stoneys (doorstroombreedte 17 m, totaal 34 m).
Sambeek	Ja	2 Stoneys (doorstroombreedte 17 m, totaal 34 m).
Grave	Nee	Geen woelbak aanwezig.
Lith	Nee	Geen woelbak aanwezig.

## Effectiviteit

- Connectiviteit: de connectiviteit zal in geringe mate verbeteren doordat vissen die over de stuw gaan, minder desoriëntatie vertonen. Hierdoor zijn ze minder gevoelig voor predatie;
- Stromend habitat: geen toename van het stromend habitat.

## Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: geen effecten.

## **5.1.6 STUWPASSERENDE NEVENGEUL**

### Werking

De stuwen in de Nederlandse Maas overbruggen een peilverschil tussen ca. 3 en 5,5 meter. Dat is bij de lagere rivierafvoeren, want zodra de afvoer toeneemt ( $> 150 \text{ m}^3/\text{s}$ ) gaat het peil in het benedenstroomse pand stijgen en neemt het peilverschil langzaam af. Het grootste deel van het jaar ( $>250$  dagen) is deze peilverhoging benedenstrooms echter gering en het peilverschil maximaal. Een stuwpasserende nevengeul maakt gebruik van dit peilverschil doordat het water vanuit het bovenstroomse pand via een nieuw gegraven bedding via de uiterwaard rond de stuw wordt geleid. Hiermee ontstaat stromend habitat.

### Morfologische aspecten

Voor het functioneren van de nevengeul is water nodig, bij voorkeur niet te weinig, omdat daarmee habitat van ondiep stromend water kan worden gecreëerd. Een belangrijke voorwaarde voor het functioneren is dat de morfodynamiek in de geul niet te groot wordt. Het stromende water zal namelijk de bedding en de oevers van de geul eroderen, maar omdat er vanuit het bovenstroomse stuwpannd (vrijwel) geen sediment wordt aangevoerd is de kans groot dat er al snel een negatieve sedimentbalans ontstaat. Het water dat de geul instroomt bevat namelijk geen sediment zoals zand en grind, omdat het water uit het bovenste deel van de waterkolom wordt onttrokken. Daarbij komt het sedimenttransport van zand in het bovenstroomse stuwpannd pas op gang komt als de stuw gestreken is en dat is maar enkele dagen per jaar. Fijn sediment (klei en fijn zand) dat in het water zweeft zal wel vanuit de Maas worden aangevoerd, maar dit zal in de nevengeul ook in de waterkolom blijven zweven en grotendeels snel worden doorgevoerd.

Het water in de stromende nevengeul zal bij een wat sterkere stroming al snel sediment vanaf de bodem op gaan nemen en bij gebrek aan aanvoer van bovenaf wordt de sedimentbalans negatief met erosie tot gevolg. Dit is te voorkomen door de bodem van grover sediment of stenen te voorzien, maar daarmee komt het systeem verder af te staan van een natuurlijk stromend habitat in dit deel van de Maas. Er zal daarom een afweging gemaakt moeten worden tussen de gewenste hoeveelheid water en het gewenste substraat op de bodem van de geul.

Het verval over de stuw bedraagt minimaal 3 meter en het verhang (het verval per kilometer) is daarom groot: bij de kortste geulen (1,5 – 2 km) bedraagt het tot ca. 2 m/km en bij de langere (5 – 6 km) neemt het af tot ca. 0,5 m/km. Ter vergelijking de Maas heeft een verhang van 10 - 12 cm in het gestuwde traject en

ca 50 cm in de Grensmaas waar de rivier een grindige bodem heeft. Kleinere stromende wateren zoals beken in Nederland hebben een verhang dat in de buurt komt van het verhang in de stuwpasserende nevengeul, zoals de Swalm ca. 2 m/km, Leubeek ca. 1 m/km en Groote Molenbeek 1 m/km. Hierbij gaat het dan om het verhang over het dal. Omdat de bedding vaak meandert kan het verhang over de bedding soms een factor 2 of meer kleiner zijn. Een bijzondere situatie doet zich voor bij het Geldernsch-Nierskanaal dat in 1770 is aangelegd en daarna al eroderend zijn eigen bedding heeft uitgesleten op de overgang van het hogere terras naar de Maas. Het verhang bedraagt er nu ca 2,5 m/km.

#### Hydrologische aspecten

Een belangrijke voorwaarde voor het functioneren van de stuwpasserende nevengeul is dat de bodem, na een initiële periode, grotendeels stabiel blijft en er dan nog slechts beperkt transport van sediment plaats vindt, omdat de bedding zich anders te snel in zal snijden. Bij de hierboven genoemde voorbeelden varieert de afvoer tijdens lage zomerafvoeren van 0,2 tot 0,5 m<sup>3</sup>/s. De gemiddelde afvoeren bedragen zo'n 1,5 tot 2,5 m<sup>3</sup>/s, alleen bij de Geul zijn ze hoger met ca. 4 m<sup>3</sup>/s. De hoogwaterafvoeren zijn nog een orde groter, maar dan vindt ook veel sedimenttransport plaats en die situatie is daarom niet van toepassing voor de stuwpasserende nevengeulen omdat het sedimenttransport daar juist klein moet zijn.

#### Conclusie t.a.v. het debiet door de stuwpasserende nevengeul

Vanwege het hierboven beschreven grote risico op een negatieve sedimentbalans, als gevolg van vaak en veel erosie en nauwelijks sedimentatie, is het niet mogelijk om een hoog debiet door de nevengeul te sturen. Als dat wel zou gebeuren, dan neemt de erosie al snel toe en zal de bedding zich inslijten in de ondergrond en na verloop van tijd ontstaat er dan een steeds grotere terreinsprong aan de bovenstroomse zijde. Het vastleggen van de bodem en oevers met steen is niet wenselijk omdat het bij een stuwpasserende nevengeul juist gaat om het toevoegen van stromend habitat en niet alleen om een voorziening die de connectiviteit verbetert. Vanwege deze beperkingen is het om voor stuwpasserende nevengeulen met een hoofdzakelijke zandige bodem uit te gaan van een debiet van zo'n 0,5 tot 1 m<sup>3</sup>/s bij de locaties met een kort traject en 1 tot 2 m<sup>3</sup>/s bij de langere trajecten. Als voor een grovere, grindige bodem wordt gekozen in de aanlegfase kan een hoger debiet worden doorgelaten. Een andere stuurknop is de lengte van de bedding, als bijvoorbeeld wordt gekozen voor een sterk meanderende bedding zoals de Swalm (zie Figuur 68) dan zal het verhang over de bedding verminderen en is een waarschijnlijk een iets groter debiet mogelijk zonder dat al te veel erosie optreedt. Het gaat hierbij om een ruwe inschatting van het debiet. In het vervolg zal dit verder uitgewerkt moeten worden en door middel van een berekening nauwkeuriger moeten worden bepaald. Een aanbeveling is ook om inlaat zo te dimensioneren dat er gestuurd kan worden in de maximale afvoer, bijvoorbeeld tussen 1 en 5 m<sup>3</sup>/s. Door middel van lerend implementeren kan dan stapsgewijs in de eerste jaren nagegaan worden wat het ideale debiet is voor een goed functionerende nevengeul.



**Figuur 68** Beeld van de Swalm, met daarin de sterk meanderende loop van deze beek. De bedding van deze zijbeek van de Maas geeft een goede indruk hoe, door bij de stuwpasserende nevengeul te kiezen voor een meanderende loop, het verhang over de bedding kan worden verminderd. Dit maakt het mogelijk om een wat groter debiet door te laten zonder dat al te veel erosie optreedt.

### Geschikte locaties

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal die geschikt geacht worden voor stuwpasserende nevengeulen.

**Tabel 47** Geschikte locaties in het Maasdal voor stuwpasserende nevengeulen.

Locatie	Oever	Lengte in km (maximaal)	Peilverschil in m	Verhang in m/km	Bijzonderheden
Borgharen	Links	1,5	5,5	3,7	Bestaat sinds 2020 met debiet van ca 300 l/s
Borgharen	Rechts	5	7	1,4	Via Kanjelbeek
Heel	Links	7	6,75	0,95	Via Horn-Beegden-Heel
Linne	Rechts	2,2	4	1,9	Via de Weerd
Roermond	Rechts	2,6	2,8	1,05	Bestaat sinds 2013 met een klein debiet.
Belfeld	Links	2,2	3	1,35	
Sambeek	Links	7	3,1	0,45	Via Maasheggegebied
Sambeek	Rechts	4,5	3,1	0,7	
Grave	Links	4,5	3	0,65	Via Keent
Grave	Rechts	4	3	0,75	
Lith	Rechts	2,5	4,05	1,6	

### Dimensies

De lengte is bepaald aan de hand van de maximale ruimte die er volgens de topografische kaart beschikbaar is. Hier is dus nog geen rekening gehouden met bv de eigendomssituatie en conditionerende zaken zoals b.v. leidingen etc.

Afhankelijk van de lengte en het debiet dat via de stuwpasserende nevengeulen wordt afgevoerd, zal het doorstroomprofiel vastgesteld moeten worden. Afgaande op de hierboven genoemde beken met een vergelijkbaar verhang en debiet komt dit uit op een breedte van ca. 5 tot 7 m. De diepte van de bedding kan bij aanvang ondiep gehouden worden omdat deze door erosie dieper zal komen te liggen. Om doorstroming mogelijk te maken zal de hoogte bovenstrooms op ca. 50 cm onder het stuwpeil moeten liggen. Dit betekent dan dat de bodem van de bedding in een groot deel van het traject zo'n 1,5 tot 2 m onder het maaiveld zal komen te liggen. De lengte van de mogelijke trajecten is aangegeven in Tabel 47. In deze lengte is de sinusiteit niet meegenomen. Zoals het voorbeeld van de Swalm laat zien kan deze een factor 2 groter zijn dan de rechte loop; daardoor verdubbelt ook het areaal aan stromend habitat.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: deze maatregel zorgt voor een betere stroomopwaartse passeerbaarheid van de stuwen, maar de mate waarin is zeer sterk afhankelijk van het debiet door de geul en de plek van de monding. Als gevolg van de morfologische ontwerpprincipes ligt de uitstroomopening (ver) benedenstrooms van de stuw waardoor vissen bij een normale tot hoge rivier afvoer de ingang slecht kunnen vinden. Het debiet door de geul zal ook niet heel groot kunnen zijn (vergelijkbaar met een vistrap) vanwege de morfologisch stabiliteit. Daarom dient elke stuw alsnog voorzien te zijn van een vistrap. Voor stroomafwaartse migratie zal deze geul niets tot weinig kunnen betekenen omdat de meeste vis met de hoofdstroom mee naar beneden migreert en het aandeel water door de geul dan heel klein is;
- Stromend habitat: deze maatregel draagt optimaal bij aan het creëren van stromend habitat. Belangrijke randvoorwaarden voor de ecologische ontwikkeling zijn een permanente stroming (ook in de zomerperiode), een dynamisch evenwicht tussen erosie en sedimentatie (ontwerp is morfologisch stabiel) en ruimte voor het ontstaan van natuurlijke habitats in het water (zand- en grindbanken, rivierhout) en op de oever (bomen, struiken en ruigtes).

### Overige effecten

- Waterstand: de stuwpasserende nevengeul heeft geen invloed op de waterstanden omdat alleen water wordt gebruikt dat al over de stuw valt;
- Scheepvaart: geen effecten. Waterstanden en stroomsnelheid in de vaargeul worden niet of nauwelijks beïnvloed;
- Grondwater: beperkt effect mogelijk omdat de nevengeul lokaal een drainerend effect kan hebben op de grondwaterstanden;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: geen invloed.

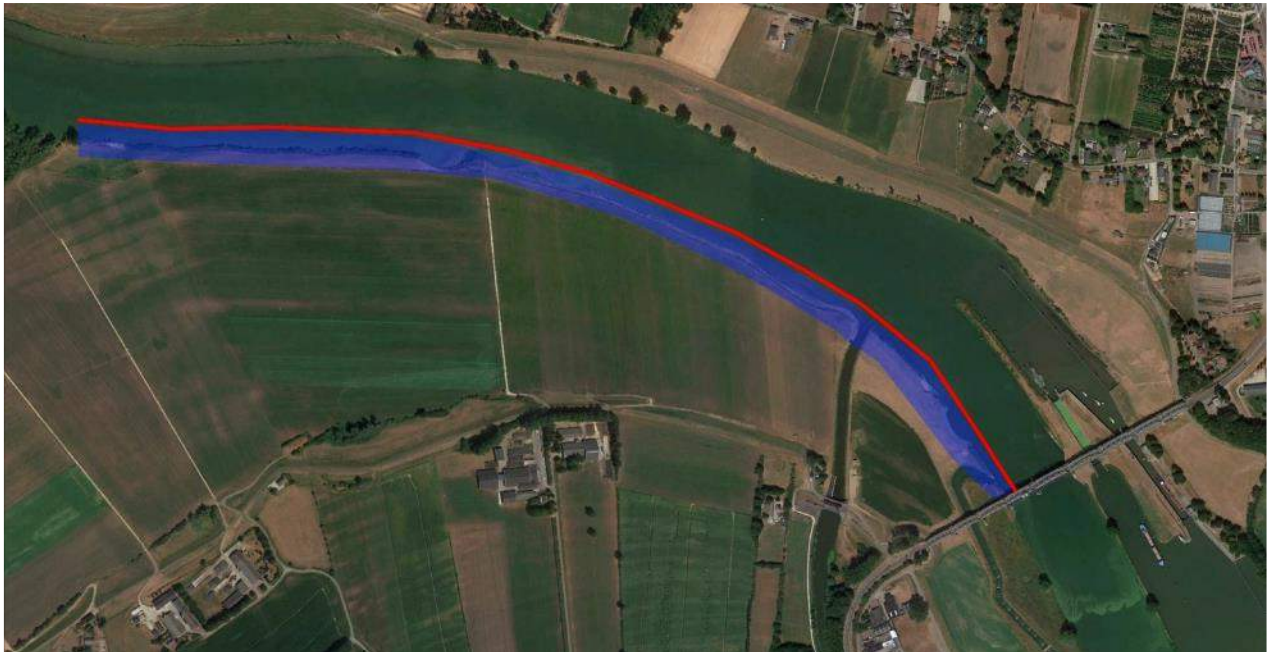
## **5.1.7 STUWGEUL**

### Werking

Een andere mogelijkheid om het peilverschil bij de stuwen te benutten, is om de stuw zo te veranderen dat een deel van het water via een ecologisch geoptimaliseerde route loopt. De werking van een stuw is er vooral op gericht om een vast waterpeil te genereren. Het water hoeft daar niet voor te stromen. In dit concept wordt de rivier direct stroomafwaarts van de stuw over een lengte van enkele kilometers verdeeld in twee segmenten: de ene met een vast peil en de andere zo vaak mogelijk stromend. De beide segmenten zijn vanaf de stuw gescheiden door een langsdam en komen enkele kilometers stroomafwaarts weer



samen. De ecologisch geoptimaliseerde loop is ondieper dan het oorspronkelijke zomerbed en het stuwbeheer is zo geregeld dat bij gemiddelde en lage afvoeren dit segment een relatief groot deel van het debiet ontvangt. Bij hogere afvoeren als de stuw steeds verder gestreken wordt, wordt het water weer evenredig over de hele bedding verdeeld.



**Figuur 69** Ruwe schets van het zomerbed van de Maas dat is opgedeeld in een deel met een vast peil en een deel waar wordt gestuurd op een zo vaak mogelijk stromend traject (blauw). De beide segmenten worden gescheiden door een langsdam (rood).

### Morfologische aspecten

De geul beslaat ca. 25% van de nieuwe breedte van het zomerbed en varieert afhankelijk van de stuw van 25 tot 45 meter, waarbij de helft al zomerbed was en de andere helft een deel van de oever dat verlaagd is tot geul. De bodem van het traject wordt verondiept tot ca. 1,5 m beneden stuwpeil om bij beperkte debieten die vaak optreden in de Maas nog voldoende stroomsnelheid te genereren. Evenals bij de stuwpasserende nevengeul zal er de meeste dagen maar weinig sediment meegevoerd worden met het water dat over de stuw stroomt en dat betekent dat ook bij deze constructie de erosie een aandachtspunt is. Het doorstroomoppervlak van de stuwgeul is breder, waardoor meer water doorgevoerd kan worden voordat kritieke waarden bereikt worden.

### Hydrologische aspecten

Uitgaande van een ca. 25 – 45 m brede en 1,5 m diepe geul is een debiet nodig van ca. 12,5 tot 22,5 m<sup>3</sup>/s om een stroomsnelheid te genereren van ca. 50 cm/s. Dit houdt in dat bij zeer lage Maasafvoeren (< 25 m<sup>3</sup>/s) een groot deel van het water via de stuw naar de stuwgeul gevoerd moet worden. Bij hogere afvoeren zal er steeds op gestuurd kunnen worden dat de stroomsnelheid in de stuwgeul niet te hoog oploopt, d.w.z. kleiner blijft dan 1 m/s. Bij een Maasafvoer boven 25 m<sup>3</sup>/s kan daarom het debiet door de stuwgeul nog wel toenemen, maar zal ook een steeds groter deel via het oorspronkelijke zomerbed stromen. In indicatieve verdeling van het water is in Tabel 48 gegeven.

**Tabel 48** Indicatie van de afvoerverdeling in m<sup>3</sup>/s over de stuwgeul (25 m breed).

Maasafvoer m <sup>3</sup> /s	Nodig voor sluisbeheer en lekverlies m <sup>3</sup> /s	Natte doorsnede stuwgeul in m <sup>2</sup>	Via stuwgeul m <sup>3</sup> /s	Percentage	Stroomsnelheid in stuwgeul in cm/s	Via voormalig zomerbed m <sup>3</sup> /s	Percentage
25	15	35	10	40%	25 -30	0	0%
50	20	35	25	50%	50	5	10%
75	20	35	30	40%	80	25	30%
100	20	35	35	35%	100	55	55%
150	20	35	35	23%	100	95	63%
250	20	50	50	20%	100	180	72%
500	20	65	75	15%	100	415	83%
1000	Langsdam overstroomd, stuwgeul een geheel met rest van het zomerbed						

### Dimensies

De dimensies van de geul zijn afhankelijk van de beschikbare breedte en het beschikbare debiet bij lage afvoeren. Een deel van het water is altijd nodig voor het schutten van schepen in de sluis en treedt lekverlies op bij de schuiven van de stuw. Naar gelang de hoeveelheid water die overblijft kan dan voor lage debieten bepaald worden wat een geschikte breedte is zodat de geul een groot aantal dagen van het jaar voldoende snel stroomt. Een ruwe indicatie is dat, uitgaande van een geul van ca. 25% van het zomerbed, in de smalle trajecten van de Maas een breedte van 25 m mogelijk is en in de brede trajecten 45 meter. De diepte is in eerste instantie bepaald op 1,5 meter onder stuwpeil, dat is ca. 1,5 m minder dan de huidige Maasbedding ter plaatse.

### Geschikte locaties

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal die geschikt geacht worden voor stuwgeulen.

**Tabel 49** Geschikte locaties in het Maasdal voor stuwgeulen.

Locatie	Oever	Lengte in km (maximaal)	Peilverschil in m	Bijzonderheden
Borgharen				Niet nodig
Heel				Geen ruimte
Linne	Rechts	1,5	4	Beperkte ruimte
Roermond	Rechts	2	2,8	
Belfeld	Rechts	1	3	Weinig ruimte
Sambeek	Rechts	4,5	3,1	Kan aansluiten op oude Maasmeander
Grave	Links	3,5	3	Kan aansluiten op bestaande eenzijdige geul
Lith				Geen ruimte a.g.v. WKC

### Effectiviteit

- Connectiviteit: afhankelijk van de uitvoering is er geen effect op de connectiviteit. Alleen als ter hoogte van de stuw ook een vismigratievoorziening wordt gerealiseerd, zal de stuwgeul kunnen bijdragen aan connectiviteit. Voorkeur bestaat dan uit een Vertical slot passage aan de bovenstroomse zijde van de stuw, die uitkomt in de stuwgeul. Vergeleken met het overige deel van het zomerbed met het vaste peil zal de stuwgeul zeer aantrekkelijk werken op vis;
- Stromend habitat: deze maatregel draagt in belangrijke mate bij aan het creëren van stromend habitat. Vooral bij lage afvoeren, als in dit gedeelte nog water stroomt, zijn dit de enige trajecten

waar nog stromend water te vinden is. Belangrijke randvoorwaarden voor de ecologische ontwikkeling zijn een permanente stroming (ook in de zomerperiode), een diepte van ca 1 tot 1,5 m onder stuwpeil en een niet te hoge afvoer en daarmee stroomsnelheid (< 1 m/s) bij gemiddelde tot licht verhoogde afvoeren om de mate van erosie te beperken. Het substraat dat aangebracht wordt zal vrij grof zijn (grind en stenen).

### Overige effecten

- Waterstand: de stuwgeul heeft geen invloed op de waterstanden omdat alleen water wordt gebruikt dat al over de stuw valt;
- Scheepvaart: geen effecten. Waterstanden en stroomsnelheid in de vaargeul worden niet of nauwelijks beïnvloed in het traject van de stuwgeul;
- Grondwater: geen effect;
- Stuwbeheer: de aanleg van de stuwgeul is alleen mogelijk bij een ander type stuw dan de huidige stuwen.
- Waterkwaliteit: geen effect.

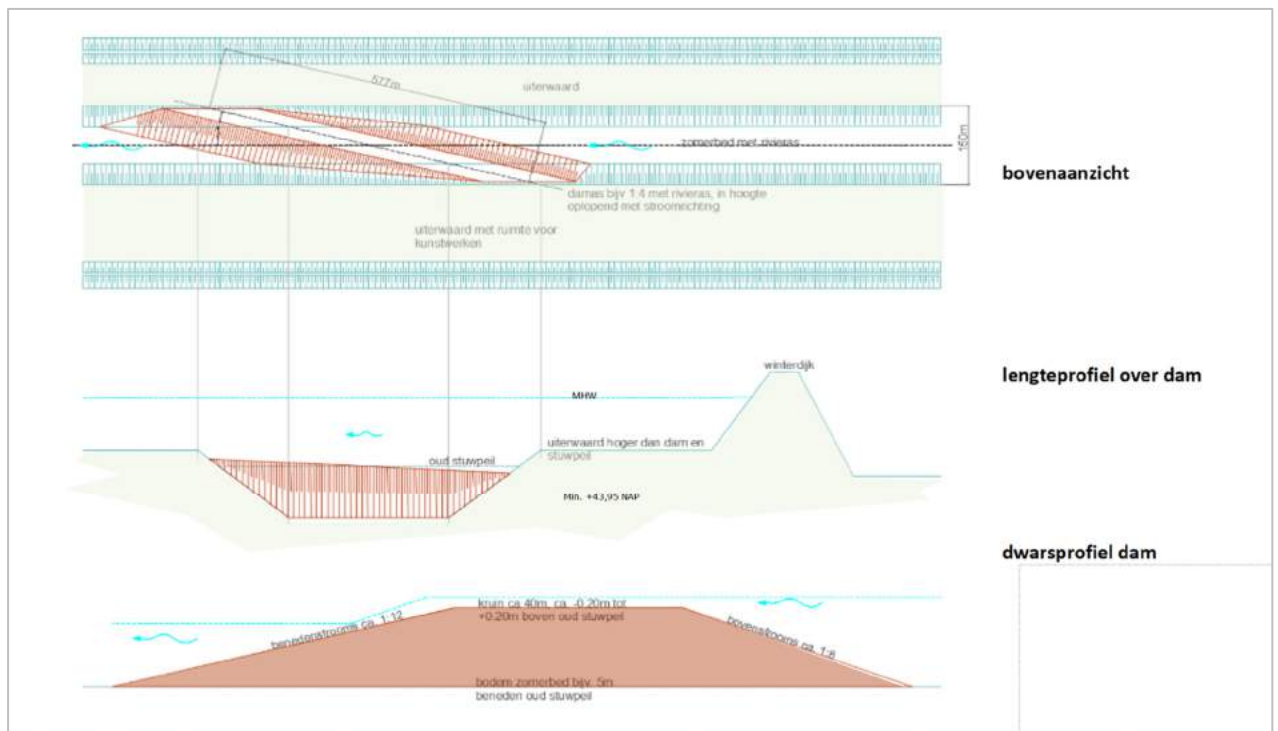
## **5.1.8 RIVIERDAM**

### Werking

Een ouder concept dat recent opnieuw onder de aandacht is gebracht, is de zogenaamde rivierdam. Deze constructie bestaat uit een stenen dam die in het zomerbed van de rivier ligt en de bedding grotendeels afsluit. De dammen liggen diagonaal in het zomerbed van de Maas, om zo een grote overlooplengte te verkrijgen en peilvariatie te verminderen. De kruin is breed en de taluds zeer flauw. Ze sluiten ter weerszijden van het zomerbed aan op de uiterwaarden. Deze uiterwaarden liggen hoger dan het (huidige) keerpeil en kunnen ruimte bieden aan sluisen, vistrappen e.d. De kruinhoogte van de nieuwe dam ligt net iets lager dan huidig stuwpeil, maar de kruin loopt vanaf bovenstrooms langzaam op tot benedenstrooms net boven huidig stuwpeil, bijv. orde -20 cm tot +20 cm.

De constructie zal evenals de huidige stuwen, om de bevaarbaarheid te garanderen, voor voldoende opstuwing en daarmee peilverhoging moeten zorgen. Dat betekent voldoende peilopzet tot aan de volgende rivierdam in stroomopwaartse richting. Het is mogelijk om meer rivierdammen aan te leggen in het traject, waardoor de lengte van de stuwpannen afneemt en een rivierdam kan dan lager blijven dan bij een grote afstand tussen de rivierdammen.

De stenen dam vervangt de stuw en het stuwbeheer is hiermee overbodig geworden. Wel zijn er sluisen nodig om de scheepvaart rond de rivierdam te kunnen leiden. Bij meer rivierdammen, dan het huidige aantal stuwen, betekent dat dan ook meer sluiscomplexen.



**Figuur 70** Ontwerptekening van een rivierdam in bovenaanzicht, vooraanzicht en zij aanzicht..

### Hydrologische aspecten

De kruinhoogte wordt zo gekozen dat bij zeer lage afvoer de peilen gelijk zijn aan huidig; daarmee wordt de vaardiepte voor de scheepvaart gegarandeerd. Met toenemende afvoer neemt het bovenstroomse waterpeil toe tot hoger dan huidig. Dit kan gaan om enkele decimeters tot orde 1.40 m peilstijging bij afvoeren rond en boven de 750 m<sup>3</sup>/s (ca 25 dagen per jaar). Bij nog verdere stijging van de afvoer, zoals bij huidig strijken van de stuwen, is de overlaat verdrongen en biedt deze steeds minder weerstand. Bij maatgevend hoogwater is de weerstand van de vaste dam vrijwel verdwenen en wordt hoogstens enkele cm peilstijging veroorzaakt.

Er kan ontworpen worden zonder peildalingen, zoals in het belang van scheepvaart. Net zoals nu wijkt scheepvaart uit de hoofdstroom naar schutsluis in een bypass door de uiterwaard. De peilverhogingen zijn door de stuwkromme net bovenstrooms van de voorgestelde dammen het grootste en kunnen daar belangrijke effecten veroorzaken.

Als er gekozen wordt voor meer dammen dan het huidige aantal stuwen, dan kunnen de dammen lager blijven en neemt het opstuwende effect bij hoge afvoeren ook af.

De dam is zo geconstrueerd dat er altijd water over heen stroomt. Bij lage afvoeren is dat over slechts een beperkte breedte van ca 50 meter, bij hogere afvoeren toenemend tot de breedte van het hele zomerbed. De stroomafwaartse zijde van de dam is zo geconstrueerd dat er geen overstort plaats vindt, maar een soort van forse stroomversnelling.

Bij een groter aantal rivierdammen dan het huidige aantal stuwen zal de stuwhoogte bij een dam lager zijn dan de huidige hoogte bij een stuw. Dit betekent ook dat er minder water nodig is bij het sluisbeheer.

### Geschikte locaties

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal die geschikt geacht worden voor een rivierdam.

**Tabel 50** Geschikte locaties in het Maasdal voor de aanleg rivierdam.

Locatie	Mogelijk	Bijzonderheden
Borgharen	ja	Alleen dam nodig. Sluis ligt in het Julianakanaal
Heel	Niet nodig	Gecombineerd met Linne
Linne	ja	Alleen dam nodig. Sluis ligt in het Lateraalkanaal.
Roermond	ja	
Belfeld	ja	
Sambeek	ja	
Grave	ja	
Lith	ja	

### Effectiviteit

- Connectiviteit: met name in stroomafwaartse richting verbetert de situatie omdat er geen waterval meer is waarin vissen beschadigd raken en gedesorienteerd, maar een stroomversnelling, die de vissen eenvoudig kunnen passeren. In stroomopwaartse richting is de stroomsnelheid waarschijnlijk te groot voor de meeste vissen om de dam te passeren;
- Stromend habitat: als gevolg van de rivierdam neemt het gestuwde karakter van de rivier niet af, maar juist toe. Bij de hogere afvoeren neemt het waterpeil stroomopwaarts van de stuw namelijk sterk toe, tot ca 1,4 m bij afvoeren tussen 750 en 1.350 m<sup>3</sup>/s. Dit betekent dat de weinige dagen met enige stroming, die er in de gestuwde Maas zijn, nog verder in aantal afnemen.

### Overige effecten

- Waterstand: als gevolg van de rivierdam neemt in het bovenstroomse stuwpannd de waterdiepte bij de licht verhoogde tot verhoogde afvoeren sterk toe. Dit zorgt dan voor het eerder en vaker overstromen van de uiterwaarden, met name in de benedenstroomse helft van het stuwpannd;
- Sedimenttransport: vanwege het hogere waterpeil bij de hogere afvoeren neemt de stroomsnelheid af en daarmee de capaciteit voor de Maas om grover sediment te transporteren;
- Scheepvaart: de minimale vaardiepte zal niet veranderen omdat de rivierdam erop gericht blijft om die in stand te houden. De belangrijkste effecten voor de scheepvaart zijn dat de stroomsnelheid afneemt bij licht verhoogde tot verhoogde afvoeren, wat zowel positief uitwerkt (stroomopwaarts) als negatief (stroomafwaarts). Een ander effect is dat de schuthoogte gemiddeld hoger zal zijn. De opstuwing bij de verhoogde afvoeren is er namelijk alleen in het benedenstroomse deel van het stuwpannd;
- Grondwater: omdat de gemiddelde waterstand in het benedenstroomse deel van het stuwpannd stijgt, met naar schatting enkele decimeters tot een halve meter werkt dit door in de grondwaterstand onder de weerden van de Maas en tot verder in het achterland. Het gaat hierbij om een effect waarbij situatie verder af komt te staan van de natuurlijke situatie;
- Stuwbeheer: het huidige stuwbeheer is niet meer nodig en het enige beheer dat resteert is het sluisbeheer. Dit verandert niet veel, behalve dat de schuthoogte toeneemt bij (licht) verhoogde afvoeren;

- Waterkwaliteit: de waterdiepte in het stuwband neemt gemiddeld toe. Dit speelt echter vooral bij de hogere afvoeren als er al voldoende doorstroming zal zijn. De effecten op de waterkwaliteit zijn daarom klein.



**Figuur 71** Foto-impressie van een rivierdam ter hoogte van Grave. De stuw is verwijderd en in plaats daarvan ligt een stenen dam diagonaal in de rivier. Voor de scheepvaart is er een sluis in de dam (bron: Alers Design).

## 5.1.9 DYNAMISCH STUWBEHEER

### Werking

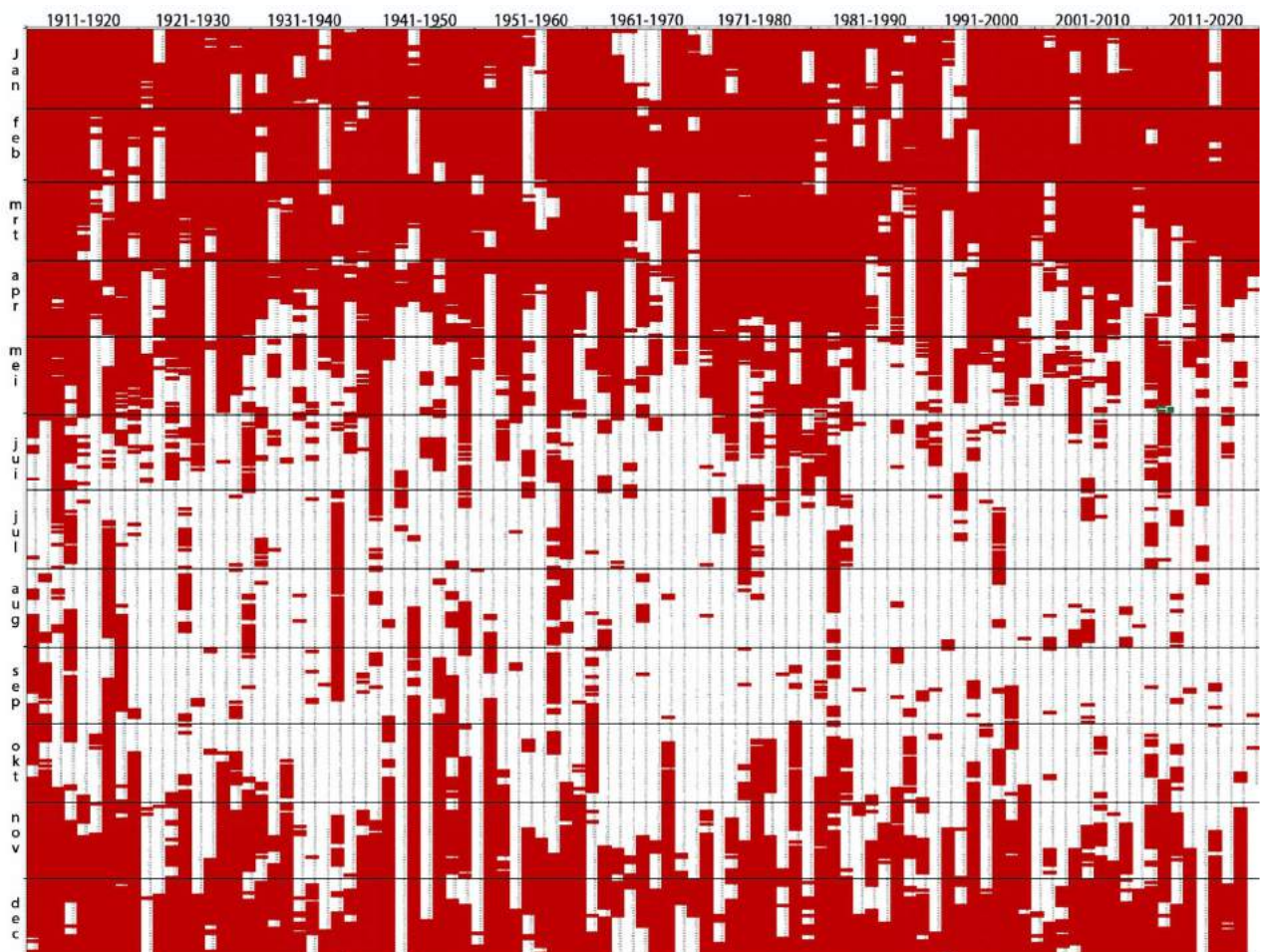
De belangrijkste functie van de stuwen is om een waterpeil in de rivier te garanderen dat de scheepvaartklasse vereist. Voor de Maas is dat de klasse Va, waar een minimale diepte bij hoort van 2,5 meter plus ruimte voor kielspeling. Hieruit komt een minimale diepte van 3 meter naar voren. De minste diepte in een stuwband bepaalt de vaardiepte. In een stuwband ligt deze altijd geheel bovenstrooms, net stroomafwaarts van de hogerop gelegen stuw (zie ook Figuur 17 en Figuur 18 in hoofdstuk 3). Dit betekent dat in een groot deel van het stuwband (>90%) de waterdiepte (veel) groter is dan de scheepvaart op de Maas vereist.

Tevens is het juist in het bovenstroomse deel van het stuwband dat het waterpeil onder verhang gaat staan. Dit is het moment dat er voldoende water over de stuw stroomt om het waterpeil op niveau te houden. Feitelijk zou het boven deze afvoer niet meer nodig zijn om de rivier te stuwen omdat er dan voldoende water over de stuw stroomt om het peil in het hele traject te handhaven. Wanneer bij een dergelijke afvoer de stuwen worden gestreken dan gebeurt er bovenstrooms in het stuwband niets, het peil staat hier namelijk al onder verhang; verder stroomafwaarts daalt de waterstand dan, het meest in het be-

nedenstroomse deel van het stuwpand en de hele rivier wordt dan vrij afstromend. Deze vorm van stuwbeheer wordt in Nederland al toegepast in de Nederrijn/Lek (RWS, 2015) zou ook in de Maas toegepast kunnen worden mits de stuwen daarop aangepast worden.

### Hydrologische aspecten

Het debiet waarbij de Maas voldoende water afvoert om zonder stuwbeheer de waterdiepte in stand te houden varieert per stuw en ligt ongeveer bij 175 tot 250 m<sup>3</sup>/s. Dat betekent dat de Maas in plaats van de huidige 5 tot 10 dagen per jaar 100 tot 175 dagen per jaar vrij afstromend zal zijn. De overige dagen van het jaar zal het stuwbeheer wel nodig blijven. Afgaande op de frequentieverdeling van afvoeren > 175 m<sup>3</sup>/s (zie figuur 72) blijkt dat de periode dat de stuwen gestreken zijn dan vooral in de periode van half november tot en met begin april zal liggen. In het zomerhalfjaar zijn er incidenteel dagen met een dergelijke afvoer, maar omdat het dan om korte perioden gaat zal de stuw niet worden gestreken.



**Figuur 72** Frequentiediagram van alle dagen uit de meetreeks van de Maas (1911-2020) waarop de afvoer >175 m<sup>3</sup>/s bedroeg

### Geschikte locaties

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van locaties in het Maasdal die geschikt geacht worden voor dynamisch stuwbeheer.

**Tabel 51** Geschikte locaties in het Maasdal voor dynamisch stuwbeheer. Het strijken van een stuw betekent dat het traject bovengestroomd ervan vrij afstromend wordt.

Locatie	Traject	Vanaf afvoer in m <sup>3</sup> /s	Aantal dagen gestreken huidig beheer	Aantal dagen gestreken dynamisch beheer	Bijzonderheden
Borgharen					Niet mogelijk vanwege functie t.b.v. invaren Julianakanaal
Heel					Niet gewenst, omdat dit ten kostte gaat van stroming door de Maas.
Linne	Maaseik-Linne	250	3	115	
Roermond	Linne-Roermond	250	10	115	
Belfeld	Roermond-Belfeld	200	15	160	
Sambeek	Belfeld-Sambeek	150	5	175	
Grave	Sambeek-Grave	250	5	115	
Lith	Grave-Lith	200	20	160	Er is al dynamisch beheer vanaf ca. 800 m <sup>3</sup> /s

#### Effectiviteit

- Connectiviteit: gedurende de periode van het dynamisch stuwbeheer is het effect op de connectiviteit maximaal. Bedenk, de stuwen zijn gestreken en de rivier is vrijafstromend. De migratiemogelijkheden zijn dan maximaal. De volgende soorten profiteren hiervan bij stroomopwaartse trek (zalm, zeeforel, zeeprik, houting en rivierprik, over het algemeen grote diadrome en reofiele soorten) en stroomafwaartse trek (schieraal en een deel smolts). Bijkomend voordeel is dat de WKC's dan buiten werking zijn dus dan is er ook geen sterfte van schieraal en smolts op deze locaties;
- Stromend habitat: als gevolg van het dynamisch stuwen zal de gehele gestuwde Maas, afhankelijk van het stuwpannd, zo'n 30 tot 50% van de tijd vrij afstromend zijn. Dat is veel meer dan in de huidige situatie (<5%) en het levert daarom een grote bijdrage aan het voorkomen van stromend habitat. Omdat dit aangepaste beheer alleen mogelijk is bij afvoeren boven het gemiddelde zal dit stromend habitat echter alleen in het winterhalfjaar (tussen half november en half april) aanwezig zijn. De rest van het jaar is de stuw in werking en is de situatie onveranderd tov de huidige situatie. Dat betekent weinig perspectief op extra paai en opgroeigebied en juvenielen van reofiele soorten.

#### Overige effecten

- Waterstand: als gevolg van het dynamisch stuwen daalt het waterpeil in ruwweg de benedenstroomse helft van het stuwpannd aanzienlijk. De mate waarin varieert van stuw tot stuw, maar bedraagt minimaal 3 meter, soms meer zoals bij stuw Lith. De daling van de waterstand in dit deel van de rivier zal ook gevolgen hebben voor havens, woonboten, steigers e.d. die in wateren liggen die met de Maas verbonden zijn;
- Scheepvaart: de minimale vaardiepte zal niet veranderen omdat het stuwbeheer erop gericht blijft om die in stand te houden. De belangrijkste effecten voor de scheepvaart zijn dat de stroomsnelheid toeneemt wat zowel positief uitwerkt (stroomafwaarts) als negatief (stroomopwaarts). Een ander effect is dat er minder dagen gesloten zal hoeven te worden, omdat de sluisen bij een vrij afstromende rivier niet meer nodig zijn;



- Grondwater: omdat de gemiddelde waterstand in het benedenstroomse deel van het stuwpand daalt met ca 1 tot 1,5 meter werkt dit door in de grondwaterstand onder de weerden van de Maas en tot verder in het achterland. Dit zal gevolgen hebben voor het landgebruik, de bodems zullen gemiddeld droger worden, en de natuurgebieden die afhankelijk zijn van een hoog grondwaterpeil. Hoe groot die effecten precies zijn zal van stuwpand tot stuwpand verschillen. In het stuwpand sambeek bijvoorbeeld zijn er effecten te verwachten in de N2000-gebieden op de oostelijke oever. Het is belangrijk om te realiseren dat het hierbij wel om een effect gaat waarbij de natuurlijke situatie wordt hersteld. De huidige gestuwde situatie heeft er namelijk toe geleid dat de grondwaterstanden in deze gebieden in onnatuurlijk sterk zijn verhoogd. Natuur en landbouw hebben zich hier echter wel op ingesteld en het is de vraag welke eventuele verlaging acceptabel is;
- Stuwbeheer: de huidige stuwen in de Maas zijn niet geschikt voor dynamisch stuwbeheer, omdat de invaarhoogte van de sluisen daarvoor niet laag genoeg ligt om ook bij een verlaagd peil nog bevaarbaar te zijn. Dit zou geen bezwaar hoeven te zijn mits de stuw zodanig wordt aangepast dat de schepen bij een vrij afstromende rivier de rivier zelf volgen en niet meer via de sluisen hoeven;
- Waterkwaliteit: geen effect.

## 5.1.10 STUWPEIL VERLAGEN

### Werking

Bij de maatregel dynamisch stuwbeheer is al toegelicht dat de waterdiepte van het stuwpand minimaal die van de daar geldende vaarklasse moet kunnen verzorgen. Uit een analyse van de huidige waterdiepten in de stuwpanden en de functies die deze riviertrajecten voor de scheepvaart vervullen, blijkt dat de diepte op enkele trajecten hoger is dan noodzakelijk. Door het peil in deze trajecten te verlagen tot op het minimaal noodzakelijke zal de waterdiepte afnemen. Hierdoor zal de stroomsnelheid in het hele stuwpand toenemen. Daarnaast zal de lengte en de kwaliteit van het stromend habitat in (nu verdrongen) beekmondingen toenemen. Bij het verlagen van het stuwpeil van de stuw Roermond ontstaat een nieuw stuk vrij afstromende Maas. Dit geldt ook bij verlaging van het stuwpeil bij Borgharen, maar hier gaat het om een beperkte uitbreiding.

### Hydrologische aspecten

Het verlagen van het stuwpeil tot het minimaal voor de scheepvaart noodzakelijk niveau werkt verschillend uit voor de diverse stuwen. Per stuw zijn de mogelijkheden en effecten hierna kort beschreven (zie ook Tabel 52).

**Tabel 52** Mogelijke locaties voor het verlagen van het stuwpeil en gevolgen voor de scheepvaartfunctie

Locatie	Mogelijke verandering (maximaal)	Gevolg voor beroepsvaartfunctie
Borgharen	Verlagen stuwpeil 50 – 75 cm	Afhankelijk invaart kanalen
Linne	Verlagen stuwpeil 50 – 100 cm	Deel stuwpand verliest Va-klasse
Roermond	Verlagen stuwpeil 50 – 100 cm	Deel stuwpand verliest Va-klasse
Sambeek	Verlagen stuwpeil 30 cm	Geen effect op vaarklasse
Grave	Verlagen stuwpeil 40 cm	Geen effect op vaarklasse

- Borgharen: de waterdiepte in het bevaarbare deel van de Maas ter hoogte van Maastricht en stroomopwaarts daarvan is ruim voldoende en kan op grond van de bodemhoogte in dit traject maximaal 50 tot 75 cm zakken. Het stuwpeil heeft hier echter ook een functie om de invaart van het Julianakanaal en de Zuid-Willemsvaart mogelijk te maken. Onbekend is hoeveel ruimte hier

beschikbaar is voor een lager peil, bijvoorbeeld omdat de invaardrempel van de sluis dan te hoog komt te liggen. Het gevolg van een lager peil is dat aan de bovenstroomse zijde van het stuwpand het vrij afstromende traject wat langer zal worden. Omdat de bodem hier nu een abrupte sprong maakt gaat het om een beperkte uitbreiding. Een ander effect van het lagere peil is dat de stroomsnelheid in het hele traject bij alle afvoeren toeneemt. Bij de lage afvoeren ( $< 175 \text{ m}^3/\text{s}$ ) die vooral in het zomerhalfjaar optreden zal de stroomsnelheid echter nog altijd gering blijven. Een ander interessant effect is dat de bandbreedte waarop het stuwpeil gehanteerd wordt wat verruimd kan worden waarmee de hydropeiken die vanuit de Waalse stuwen afkomstig zijn beter kunnen worden opgevangen. Tenslotte zal een lager peil ervoor zorgen dat de stuw Borgharen eerder getrokken kan worden tijdens hoogwater wat het transport van sediment richting de Grensmaas bevordert;

- Roermond: de stuw Roermond stuwt de Maas in bovenstroomse richting op tot juist voor de stuw van Linne. De laatste paar honderd meter is niet meer bevaarbaar en hier is de waterdiepte bij lage afvoeren geringer dan 3,5 meter. Het stuwpand Roermond wordt vooral door de recreatievaart gebruikt, met uitzondering van de Alexanderhaven direct stroomopwaarts van de stuw. De doorgaande beroepsvaart maakt namelijk gebruik van het Lateraalkanaal. Tot voor kort lag er een industrieel complex juist voor Linne waar schepen af konden meren, maar dit complex is opgeheven en daarmee is het de vraag of het stuwpand nog helemaal bevaarbaar zou moeten blijven voor schepen uit de Va-klasse. Door deze klasse voor een deel van het stuwpand op te heffen zou het stuwpeil 1 of 1,5 meter lager kunnen worden. De haven van Roermond blijft dan nog gewoon bereikbaar. Waarschijnlijk is de sluis bij de stuw van Roermond niet berekend op een zoveel verlaagd peil. Dit zal nader onderzocht moeten worden. Het gevolg van een lager peil is dat het bovenstroomse deel van het stuwpand, het hele traject van de meander van Linne, weer vrij afstromend wordt, waardoor er ca. 5,5 km vrij afstromend riviertraject zal ontstaan. Ook is het mogelijk om delen van de oevers van de meander weer vrij eroderend te maken, zodat de rivier daarvandaan aanvoer van vers sediment krijgt. Het verlagen van het peil heeft ook tot gevolg dat de stroomsnelheid in de rest van het traject bij alle afvoeren toeneemt. Bij de lage afvoeren ( $< 150 \text{ m}^3/\text{s}$ ) die vooral in het zomerhalfjaar optreden zal de stroomsnelheid echter nog altijd gering blijven;
- Sambeek en Grave: het is het overwegen waard om na te gaan of het stuwpeil van deze beide stuwpanden weer teruggebracht kan worden naar het niveau van ca. 10 jaar geleden. Het waterpeil is in de afgelopen 10 jaar namelijk ca. 30 tot 40 cm opgezet om de grondwaterstanden in de weerden van de Maas te verhogen. Dit hogere peil heeft echter ook een keerzijde omdat het stromende karakter van de Maas er verder door is afgenomen. Daarnaast zijn de mondingen van de beken die in de rivier uitstromen verder verdronken wat ook ten kostte is gegaan van stromend habitat. Ook heeft de grotere watermassa tot gevolg dat de verversing van het water nog verder is verminderd waardoor de kans op blauwalgen in de zomer is toegenomen en bij een lager peil zullen ook de lek- en schutverliezen afnemen die tijdens perioden met lage afvoeren voor watertekorten zorgen in de stuwpanden. De verhoging van het rivierpeil is een kunstgreep om het grondwaterniveau te verhogen, maar het staat ver af van de natuurlijke situatie waarin het grondwater in het Maasdal gedurende het jaar juist meebewoog met het waterpeil in de rivier en niet op een hoog kunstmatig peil werd vastgezet. Een verlaging van het peil geeft invloed op de vaarklasse en de invaart van de sluisen bij de stuwen omdat die ook bij het peil van 10 jaar geleden al goed functioneerden;

- Belfeld en Lith: in deze stuwpanden is peilverlaging niet mogelijk. Er heeft recent geen peilverhoging plaatsgevonden en er is daarom geen ruimte voor verlaging, zonder dat de scheepvaartfunctie daardoor geschaad wordt.

#### Effectiviteit

- Connectiviteit: doordat het stuwpeil lager is, zal de connectiviteit met de beken verbeteren. In de huidige situaties zijn de beekmondingen verdrongen met maar nauwelijks een aantrekkende stroming voor migrerende vis. Wanneer door het lagere peil de stroming toeneemt, worden de beken weer aantrekkelijk voor migrerende vissen. Door het lagere peil ontstaan vrij afstromende delen in de Maas. Vanuit migratie oogpunt zijn deze natuurlijk optimaal, waardoor de connectiviteit aanzienlijk zal toenemen, gedurende de tijd dat de maatregel mogelijk is;
- Stromend habitat: de meerwaarde van een lager peil voor het stromend habitat is vooral groot bij een peilverlaging bij de stuw van Roermond en in wat mindere mate bij de stuw van Borgharen. De effectiviteit van deze maatregel in de overige stuwpanden is beperkt, omdat de stroomsnelheid maar beperkt toeneemt en dit slechts in een beperkt traject tot een gunstigere situatie leidt. In de zomerperiode is deze toename helemaal beperkt en verandert er nagenoeg niets. In deze stuwpanden ligt de meerwaarde vooral bij de toename van het stromend habitat in de zijbeken (beekmondingen zijn minder/ niet verdrongen).

#### Overige effecten

- Waterstand: als de waterstand blijvend wordt verlaagd dan heeft dat gevolgen voor de (jacht)havens, woonboten, steigers e.d. die in wateren liggen die met de Maas verbonden zijn. Het peil zal daar evenveel dalen als in de Maas zelf en behalve dat voorzieningen hier niet op berekend zijn, kan ook de waterdiepte in invaarten onvoldoende worden;
- Scheepvaart: de minimale vaardiepte zal niet veranderen omdat het stuwbeheer er op gericht blijft om die in stand te houden; wel zullen wat meer de grenzen opgezocht worden. Het belangrijkste effect voor de scheepvaart is dat de stroomsnelheid iets zal toenemen omdat dezelfde afvoer minder water in beweging hoeft te brengen. Een aandachtspunt zijn de invaarddiepten bij de sluisen, mn mbt het stuwpand Borgharen en Roermond kan deze te gering worden;
- Grondwater: de gemiddelde waterstand in de stuwpanden daalt met ongeveer dezelfde waarde als de waterstand zelf. Dit werkt door in de grondwaterstand onder de weerden van de Maas en tot verder in het achterland. Het gaat hierbij wel om een effect waarbij de natuurlijke situatie wordt hersteld. De huidige gestuwde situatie heeft er namelijk toe geleid dat de grondwaterstanden in deze gebieden in het verleden onnatuurlijk sterk zijn verhoogd;
- Stuwbeheer: de meeste stuwen in de Maas kunnen zo worden bediend dat zij het lagere peil gaan handhaven. Mogelijk dat de invaardrempel van de sluisen te hoog ligt;
- Waterkwaliteit: de waterkwaliteit zal verbeteren omdat de stroming in het water het hele jaar door licht toeneemt. De verblijftijd van het water in het stuwpand neemt daardoor af.

### **5.1.11 STUW OPHEFFEN**

Dit is een vergaande maatregel omdat de bevaarbaarheid van de Maas daardoor ernstig vermindert. Onder de verschillende trajecten is er echter een stuwpand waar dit wellicht voor mogelijk is. In het stuwpand Roermond is namelijk alleen het meest stroomafwaartse deel in gebruik bij schepen van de klasse waar nu het waterpeil in het hele stuwpand op wordt gehandhaafd. Wanneer de stuw wordt opgeheven, daalt het

waterpeil in het stuwpand ca. 3 meter. Bij lage afvoeren zal het stuwpeil van de volgende stuw, van Belfeld, echter nog doorwerken in het meest benedenstroomse deel van het traject van het stuwpand Roermond. Hier ligt juist de haven van Roermond en mogelijk is de vaardiepte daarmee al voldoende geborgd. Wellicht kan dit bij een te geringe waterdiepte met enig baggerwerk wel worden verzorgd. Voor de recreatievaart is de waterdiepte in het stuwpand Roermond, als daar het peil van de stuw Belfeld zou doorwerken, nog steeds groot genoeg. Het opheffen van de stuw van Roermond betekent dat het grootste deel van het stuwpand, vanaf Linne tot aan Ool vrij afstroombaar wordt. In de rest van het dan voormalige stuwpand zal de stroomsnelheid het hele jaar door groter zijn dan in de huidige situatie.

Buiten de scope van het project maar interessant om te vermelden is dat er ook juist over de grens in Wallonië een interessante kans ligt voor herstel van een aanzienlijk areaal vrij afstroombare rivier. Het gaat hierbij om het stuwpand van de stuw van Lixhe dat ca. 13 km lang is en doorloopt tot aan de stuw van Monsin. Het stuwpand wordt vrijwel niet door de scheepvaart gebruikt omdat de binnenvaart gebruik maakt van het parallel gelegen Albertkanaal en de sluis van Ternaaien. Door het opheffen van de stuw van Lixhe zou er ca. 13 km vrij afstromende grindrivier terugkeren in het Maasdal; enigszins vergelijkbaar met de Grensmaas.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: het verwijderen van de stuwen herstelt de vroegere situatie waarmee de connectiviteit optimaal is (DCI voor alle soortgroepen 100);
- Stromend habitat: het opheffen van de stuw bij Roermond is een zeer effectieve maatregel voor het vergroten van het areaal stromend habitat. De bovenstroomse helft (ca 8 km) wordt het hele jaar door vrij afstromend, vergelijkbaar met de Grensmaas en het deel stroomafwaarts daarvan (ca 3 – 4 km) zal ongeveer de helft van het jaar vrij afstromend zijn en de andere helft licht stromend tot gestuwd. Het areaal vrij afstromend habitat neemt hierdoor in een keer met ca 100 ha toe, waarmee het de meest effectieve maatregel is om stromend habitat te herstellen in de Maas.

### Effecten van het opheffen van stuwen

- Waterstand: als een stuw wordt opgeheven dan heeft dat grote gevolgen voor de (jacht)havens, woonboten, steigers e.d. die in wateren liggen die met de Maas verbonden zijn. Het peil zal daar evenveel dalen als in de Maas zelf en behalve dat voorzieningen hier niet op berekend zijn, kan ook de waterdiepte in invaarten onvoldoende worden;
- Scheepvaart: de binnenvaart zal geen gebruik meer kunnen maken van deze trajecten van de rivier. In de hier genoemde gevallen gaat het echter om trajecten waar een alternatief voorhanden is in de vorm van een parallel kanaal. Ook voor de recreatievaart heeft het opheffen van de stuwen gevolgen. Bij Roermond zal echter de werking van de stuw van Belfeld nog 5 tot 10 km doorwerken waardoor de effecten voor de recreatievaart mogelijk beperkt zijn;
- Grondwater: de gemiddelde waterstand in de stuwpanden daalt sterk (2 tot 3 meter) wanneer de stuwwerking verdwijnt. Dit werkt door in de grondwaterstand onder de weerden van de Maas en, afhankelijk van de bodemopbouw, tot verder in het achterland. Het gaat hierbij wel om een effect waarbij de natuurlijke situatie wordt hersteld. De huidige gestuwde situatie heeft er namelijk toe geleid dat de grondwaterstanden in deze gebieden in het verleden onnatuurlijk sterk zijn verhoogd;

- Waterkwaliteit: de waterkwaliteit zal verbeteren omdat de rivier het hele jaar door vrij afstromend of in ieder geval licht stromend is. De verblijftijd van het water in het stuwpand neemt daardoor sterk af.

## 5.1.12 LANGSDAM

### Werking

Een langsdam is een stenen dam die op enige afstand van de rivieroever in de lengterichting van het zomerbed wordt gelegd. De langsdam splitst daarmee het zomerbed in twee gedeelten: een scheepvaartgeul en een oevergeul. Het concept is tot nu toe alleen toegepast in de Waal waar het vooral tot doel heeft om de bodemdaling van het zomerbed vanwege erosie te stoppen en de waterstanden bij de laagste afvoeren enigszins te verhogen. In de Maas is de toepassing vanwege deze doelstellingen nergens aan de orde; mogelijk alleen in het meest stroomafwaarts gelegen vrij afstromende deel, maar daar is bodemerosie en vaardiepte ook vrijwel geen issue.

Naast de doelen voor de scheepvaart heeft de langsdam langs de Waal ook gunstige effecten voor de aquatische ecologie omdat een relatief rustig stromende nevengeul is ontstaan achter de langsdam waar ook de invloed van scheepvaartgolven en onderwater-geluid afwezig is (Collas, 2020). Vanwege het gunstige effect op het terugdringen van de onregelmatige dynamiek van scheepvaartgolven op de oeverzone kan het toepassen van langsdammen ook een optie zijn voor de Maas. De dam zou dan op ca 10 tot 15 m uit de oever moeten komen te liggen en tot juist boven het stuwpeil moeten reiken. Omdat de Maas vanwege het gestuwde karakter een groot deel van het jaar vrijwel niet stroomt, zal in de zone achter de dammen de scheepvaartdynamiek nooit geheel verdwijnen. De zuiging van de schepen zal nog wel merkbaar zijn, waardoor het water in de oevergeulen continue heen en weer zal bewegen. Een gelijkmatig stromingspatroon zal er daarom niet ontstaan.

### Geschikte trajecten

Buiten de Grensmaas is aanleg van langsdammen vrijwel overal mogelijk. Afhankelijk van de breedte kan de dam verder of minder ver van de oever af worden gelegd, buiten de vaargeul. In de ongestuwde Maas stroomafwaarts van Lith is de situatie waarschijnlijk het gunstigst, omdat dit een breed traject is en er een groot deel van het jaar nog enige stroming is. Maar ook hier is de stroomsnelheid van de rivier een groot deel van het jaar waarschijnlijk zo klein dat de zuiging van de schepen goed merkbaar zal zijn. Het afsluiten van de dam door hem met de oever te verbinden, op een aantal coupures na voor de uitwisseling, is ook een mogelijkheid. Dit concept is echter al wel eens toegepast in de Maas nabij Vierlingsbeek en hier bleek de geul achter de dam toch vrij snel vol te sedimenteren met zand en slib.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: geen effect;
- Stromend habitat: de effecten zijn gering. De langsdammen zorgen voor een rustig milieu in de oeverzone omdat scheepvaartgolven worden tegengehouden. De zuiging zal echter nog wel blijven bestaan. Wanneer de langsdam wordt verbonden met de oever, wordt een deel van de oeverzone geheel afgeschermd van de rivier. De stromende omstandigheden, hoe beperkt ook in de gestuwde rivier, nemen dan nog verder af.

Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: de langsdam deelt het zomerbed in twee gedeelten op; de vaargeul blijft even breed, maar door de opdeling oogt de vaargeul smaller wat schippers als hinderlijk ervaren;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: wanneer de dam met de oever wordt verbonden, ontstaat een grotendeels afgesloten waterpartij; dit kan de waterkwaliteit negatief beïnvloeden.

### **5.1.13 BEEKMONDINGEN HERSTEL OPTREKBAARHEID**

In de Maas monden bijna 100 beken uit waarmee een aanzienlijk areaal aan waterlopen, van in totaal meerdere duizenden kilometers in verbinding staat met de Maas. De ecologische kwaliteit van deze beken varieert van goed tot slecht, maar is de laatste jaren als gevolg van uitvoering van KRW-maatregelen al wel sterk verbeterd. Een belangrijke maatregel is het herstel van een vrij afstromende, open verbinding tussen de beek en de Maas. In veel gevallen was de monding van de beek bij het vastleggen van de oevers rond 1980 ook in de steen gelegd. In het kader van de KRW is de steen uit veel beken al verwijderd en is de optrekbaarheid weer gegarandeerd. Bij een aantal beken waren al op korte afstand van de Maas stuwen aanwezig die de optrekbaarheid beperkten. Inmiddels zijn de meeste stuwen, zeker die in het winterbed van de Maas, opgeheven of door middel van een vistrap passeerbaar gemaakt.

Geschikte locaties

Er is geen overzicht beschikbaar van de huidige situatie van alle beekmondingen met betrekking tot de optrekbaarheid. Het ligt voor de hand om voorrang te geven aan herstel van de optrekbaarheid van beken met een groot stroomgebied en voldoende afvoer in de zomersituatie.

Effectiviteit

- Connectiviteit: draagt bij aan de connectiviteit voor voornamelijk potadrome vissen, met name de reofielen, die belangrijke doelsoorten zijn voor de Maas). Voor een enkele beek geldt dat daar ook diadrome vissoorten kunnen paaien. Denk hierbij aan de Roer en de Geul en de Niers. In de Roer is bekend uit de monitoring dat salmoniden optrekken en verder bovenstrooms paaien. Smolts trekken weer stroomafwaarts naar zee. Ook van zeeprikken is bekend dat deze in de Roer worden aangetroffen. De Geul kan een dergelijke functie ook vervullen; rivierprikken trekken op in de Niers, Roer en Geul om te paaien;
- Stromend habitat: als stuwen of drempels worden verwijderd ten behoeve van het herstel van de optrekbaarheid dan zorgt dat meteen ook voor het herstel van stromend habitat. Zeker bij beken in het Maasdal kan het al snel gaan om herstel over meerdere kilometers. Zo kon met het verwijderen van een stuw nabij de monding van de Jansbeek over een lengte van ca 2 km het stromend habitat worden hersteld.

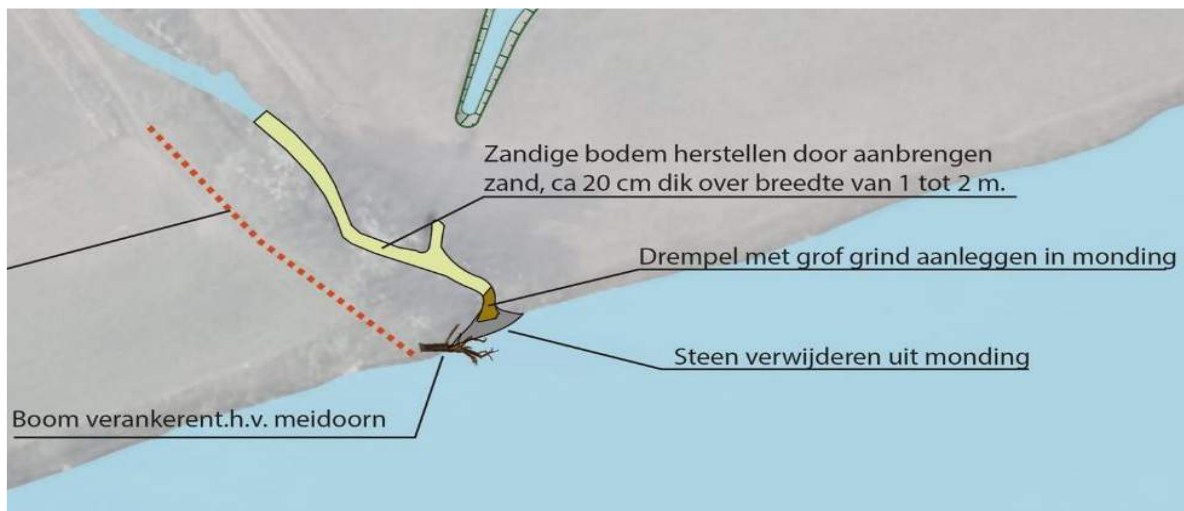
Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;

- Waterkwaliteit: stuwen in beken verlengen de verblijftijd van het water en daarmee verslechterd doorgaans de waterkwaliteit, zeker bij beken met een laag debiet in het zomerhalfjaar.

## 5.1.14 BEEKMONDINGEN STROMEND HABITAT

In de benedenstroomse trajecten van de stuwpanden is het waterpeil in vergelijking met de natuurlijke situatie zover opgezet dat ook de beken die in de Maas uitstromen in de benedenloop zijn gestuwd. Bij de grote beken zoals de Niers en de Swalm werkt dit stuweffect tot kilometers vanaf de monding door. Het relatief hoge waterpeil in deze mondingen leidt tot het stilvallen van de stroming en het neerslaan van fijne sedimenten waardoor de van oorsprong zandige of grindige bodem bedekt is geraakt. Het verhang en het stromende karakter in de monding kan hersteld worden door de bodem van de beek in het verdronken deel aan te vullen met grof zand of grind en tot aan een zo hoog niveau dat de beek weer vrij af kan stromen. De verhanglijn en daarmee de stroomsnelheid zal er geringer zijn dan in de oorspronkelijke situatie maar het is altijd beter dan de stilstand in de huidige situatie. Deze maatregel is tot nu toe nog maar in een beperkt aantal beekmondingen toegepast (o.a. Vierlingsbeek, Aijense beek en Tasbeek). Door ook andere beken aan te vullen kan het areaal ondiep stromend water in de oeverzone van de Maas verder worden uitgebreid. De locaties met een verdronken monding staan aangegeven in figuur 21 tot en met 23. De beekmondingen zijn vaak bijzondere locaties in de oeverzone van de Maas omdat het de enige plaatsen zijn waar ondiep stromend water aanwezig is. Veel beekmondingen staan echter dagelijks bloot aan de golfwerking van de scheepvaart op de Maas. Zowel de golven als de deining die een schip veroorzaakt werkt tot ver door in het mondingsgebied en zorgt hier telkens weer voor sterk wisselende waterbewegingen en stroomsnelheden. De situatie kan verbeterd worden door een gedeeltelijke afdamming van de monding met grof grind tot een hoogte van ca 30 cm boven het stuwpeil zodat de golven de beekmonding niet meer in kunnen stromen. In deze dam moet dan een voldoende grote opening worden uitgespaard zodat de beek in het meest stroomafwaartse deel niet wordt opgestuwd (zie figuur 73). Deze maatregel is nog maar in een beperkt aantal beekmondingen toegepast. Het verdient aanbeveling dit op meer plaatsen toe te passen om daarmee de kwaliteit van de mondingen te verbeteren.



**Figuur 73** Voorbeeld van herstelmogelijkheden in de monding van in dit geval de Tasbeek. De bodem in het stroomafwaartse deel wordt opgehoogd om het verdronken deel boven water uit te tillen; een drempel van grof grind wordt aangelegd om scheepvaartgolven uit de monding te weren en breuksteen van de eerdere oeverbeschoeiing wordt uit de monding verwijderd. Tenslotte is rivierhout voor de monding neergelegd, wat naast geschikt habitat ook de golfslag enigszins temperd.

### Geschikte locaties

Er is geen overzicht beschikbaar van de huidige situatie van alle beekmondingen met betrekking tot stromend habitat. Het ligt voor de hand om voorrang te geven aan aan herstel van stromend habitat in beekmondingen van beken met een groot stroomgebied en voldoende afvoer in de zomersituatie.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: De connectiviteit verandert nauwelijks, maar door de betere omstandigheden in de monding zal de beek meer vissen aantrekken die vervolgens de beek op kunnen zwemmen;
- Stromend habitat: Met deze maatregel wordt de beek weer aantrekkelijke voor veel soorten vanwege het stromende water. De habitatkwaliteit verder bovenstrooms bepaalt of paai en opgroei mogelijk is.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: geen invloed.

## 5.2 GRENSMAAS

De Grensmaas is het enige vrij afstromend traject in de Maas stroomafwaarts van de Ardennen. De kwaliteit van het stromende milieu liet lang te wensen over, omdat de bedding als gevolg van grindwinning en erosie sterk was ingesneden. De van oorsprong breed over grind uitwaaiende rivier was daardoor sterk versmald en de peilfluctuaties waren sterk toegenomen. Ondiep stromend habitat was daardoor nog maar beperkt aanwezig en het bodemsubstraat bestond hoofdzakelijk nog uit grof tot zeer grof grind omdat het fijnere materiaal was weggespoeld. Het Grensmaasproject dat sinds het jaar 2005 in uitvoering is, heeft de stroomgeul op een tiental plaatsen aanzienlijk verbreed en daarmee is het areaal grind in het gedeelte dat de Maas kan overstroomen weer sterk toegenomen. De habitats met permanent ondiep stromend water zijn echter nog steeds slechts beperkt aanwezig. Dit heeft een aantal oorzaken:

- De stroomgeulverbreding ligt namelijk grotendeels op een niveau dat bij afvoeren tussen de 50 en 100 m<sup>3</sup>/s gaat overstroomen, wat inhoudt dat deze arealen ca. 3 tot 4 maanden per jaar droogvallen, vooral in het zomerhalfjaar. In het oorspronkelijke concept voor de Grensmaas was ervan uitgegaan dat de rivier zelf geulen zou uitslijten in de verbrede zone, maar dat gebeurt tot nu toe niet of nauwelijks;
- Daarnaast zijn er een tiental drempels in de rivier aangelegd die het peil 1,5 tot 2,5 meter opstuwten en dit zorgt voor langzaam tot soms bijna stilstaand water in de trajecten bovenstrooms van de drempel. Deze drempels zijn nodig om de gemiddelde waterstand in de Grensmaas, die door de rivierverruiming is verlaagd, op het oorspronkelijke niveau te houden. Een lager peil zou tot een verlaging van de grondwaterstand in het achterland kunnen leiden, waaronder Vlaamse N2000-gebieden;
- De aanvoer van nieuw sediment is beperkt en het aandeel fijn grind in het bodemsubstraat is nog steeds erg klein. In het oorspronkelijke concept voor de Grensmaas was ervan uitgegaan dat de rivier zelf geulen zou uitslijten, waarbij fijn grind beschikbaar zou komen dat zich dan stroomafwaarts zou verplaatsen, maar dit gebeurt tot nu toe niet of nauwelijks;



- De oever en de bodem van de Grensmaas is over aanzienlijke afstanden versterkt met breuksteen, wat ten kostte gaat van areaal grindig habitat, maar het zorgt er ook voor dat de rivier geen sediment kan opnemen vanuit de oevers, waardoor het sedimentbudget nog steeds erg beperkt is;
- De afvoer in de Maas is nog steeds onderhevig aan sterke fluctuaties die het gevolg zijn van onregelmatigheden in het beheer van de Waalse stuwen. Dit zorgt voor afvoerfluctuaties die op kunnen lopen tot 300 m<sup>3</sup>/s binnen 1 uur en dit zorgt dan weer voor peilfluctuaties die oplopen tot 1,5 meter en ook sterke variaties in de stroomsnelheden.

Mogelijkheden voor verdere verbetering van het ondiep stromend habitat is mogelijk door een vijftal maatregelen:

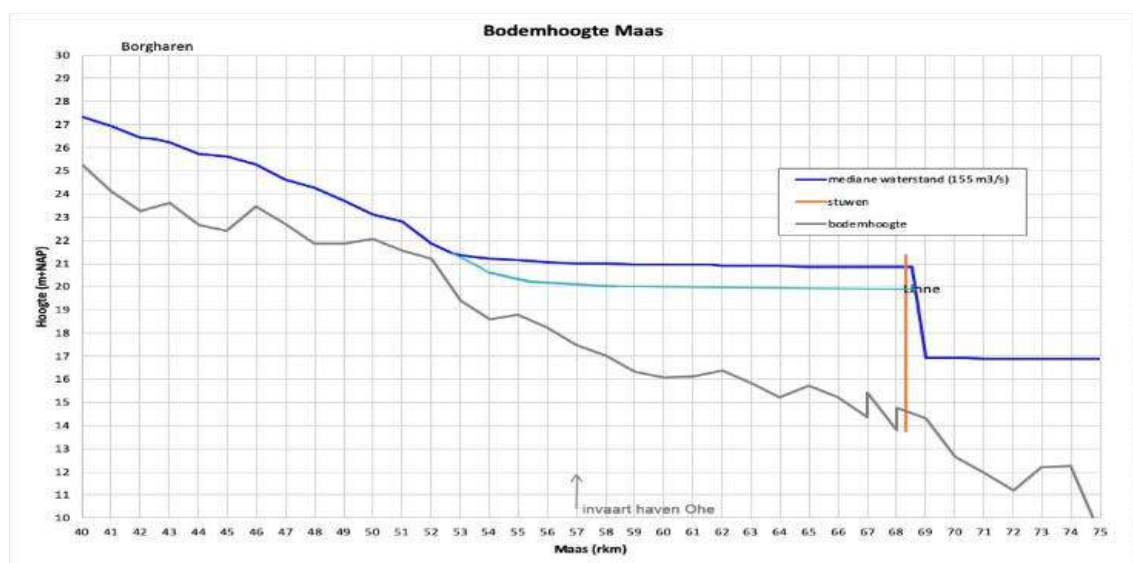
- Stuwpeil verlagen;
- Verminderen hydropieken;
- Opheffen drempels;
- Nevengeultjes stroomgeulverbreding;
- Aanvulling fijn grind;
- Inbrengen rivierhout.

**Maatregelen hierboven genoemd: verminderen hydropieken, opheffen van drempels en de aanvulling met fijn grind kunnen natuurlijk niet zomaar genomen worden. Een en ander zal altijd plaatsvinden in goede samspraak met de buitenlandse samenwerkingspartners.**

## 5.2.1 STUWPEIL VERLAGEN LINNE

### Werking

In paragraaf 5.1.8. is al toegelicht dat de waterdiepte van het stuwband minimaal die van de daar geldende vaarklasse moet kunnen verzorgen. Uit een analyse van de huidige waterdiepten in de stuwbanden en de functies die deze riviertrajecten voor de scheepvaart vervullen, blijkt dat de diepte op enkele trajecten hoger is dan noodzakelijk. Dit geldt ook voor het traject bovenstrooms van stuw Linne. In Figuur 74 is een voorbeeld gegeven als het waterpeil in dit stuwband met 1 m daalt.



**Figuur 74** Effect van het verlagen van het stuwpeil bij Linne tot op een niveau waarbij nog altijd de gewenste scheepvaartfunctie bediend kunnen worden.

### Hydrologische aspecten

De stuw Linne stuwt de Maas in bovenstroomse richting op tot aan het traject dat vrij afstromend is (de Grensmaas). Stroomopwaarts van Stevensweert wordt de Maas alleen nog door recreatievaart gebruikt en dit zou mogelijkheden kunnen bieden om het peil zover te verlagen dat de Va klasse nog tot Stevensweert kan komen, dat wil zeggen dat de vaardiepte tot daar 3,5 m bedraagt en stroomopwaarts daarvan hoogstens nog een peil van minimaal 2,5 m wordt gehanteerd. Dat zou betekenen dat het stuwpeil hier ca. 1 m verlaagd kan worden. Het gevolg van een lager peil is dat aan de bovenstroomse 3 tot 4 km van het huidige gestuwde deel weer geheel vrij afstromend worden, waardoor het Grensmaastraject ca. 10% wordt verlengd. Een ander effect van het lagere peil is dat de stroomsnelheid in de rest van het traject bij alle afvoeren toeneemt. Bij de lage afvoeren (< 175 m<sup>3</sup>/s) die vooral in het zomerhalfjaar optreden zal de stroomsnelheid echter nog altijd gering blijven.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: deze maatregel zal geen effect hebben op de connectiviteit;
- Stromend habitat: de meerwaarde van een lager peil voor het stromend habitat is vooral groot in het meest bovenstroomse deel van het stuwpand. Hier kan het vrij afstromende traject van de Grensmaas met ca 3 km worden verlengd, ook in de zomerperiode.

### Overige effecten

- Waterstand: als de waterstand blijvend wordt verlaagd dan heeft dat gevolgen voor de (jacht)havens, woonboten, steigers e.d. die in wateren liggen die met de Maas verbonden zijn. Het peil zal daar evenveel dalen als in de Maas zelf en behalve dat voorzieningen hier (nog) niet op berekend zijn, kan ook de waterdiepte in invaarten onvoldoende worden;
- Scheepvaart: de benodigde vaardiepte zal in het (stroomafwaartse) traject dat door de beroepsvaart wordt gebruikt niet onderschreden worden. De nieuwe waterdiepte kan zo ingesteld worden dat de recreatievaart die ook het stroomopwaartse traject gebruikt, geen hinder ondervindt;
- Grondwater: de gemiddelde waterstand in het stuwpand daalt met ongeveer dezelfde waarde als de waterstand zelf. Dit werkt door in de grondwaterstand onder de weerden van de Maas. De verwachting is dat de effecten daarvan beperkt zijn omdat er geen grondwaterafhankelijke natuur nabij ligt;
- Stuwbeheer: de meeste stuwen in de Maas kunnen zo worden bediend dat zij het lagere peil gaan handhaven. Mogelijk dat de invaardrempel van de sluizen te hoog ligt;
- Waterkwaliteit: de waterkwaliteit zal verbeteren omdat een deel van de rivier het hele jaar door vrij afstromend wordt en in een ander deel de stroomsnelheid toeneemt. De verblijftijd van het water in het stuwpand neemt daardoor af. Het gaat hier om een stuwpand waar in de zomer soms grote blauwalgenoverlast optreedt.

## **5.2.2 VERMINDEREN HYDROPIEKEN**

### Werking

Een aanzienlijke verbetering van het stromende milieu van de Grensmaas is mogelijk door de onnatuurlijke pieken die vanuit Wallonië tot in de Grensmaas doordringen uit te bannen of in ieder geval te verminderen. De pieken ontstaan bovenstrooms in de Sambre of Haute Meuse en zijn het gevolg van het te abrupt openen van de stuwen zodra zich een kleine afvoerpiek voordoet. Bovenstrooms gaat het om pieken van niet meer dan 10 tot 20 m<sup>3</sup>/s en doorgaans zou de stuw daar niet extra voor geopend hoeven te worden,

maar omdat deze pieken zich als een kleine golf over het wateroppervlak verplaatsen en daarom een peilschommeling veroorzaken van ca. 10 – 15 cm worden ze door een stuw geïnterpreteerd als een veel grotere afvoerverandering. De stuw opent daarom veel meer dan nodig is, waardoor er veel meer water wegstroomt dan er extra wordt aangevoerd. Al snel sluit de stuw zich weer omdat het peil bovenstrooms met een sterk is gaan dalen, maar de golf water die zich naar benedenstrooms verplaatst is dan wel extra groot geworden. Bij de volgende stuw herhaalt dit proces zich waardoor er 3 of 4 stuwen later een afvoergolf is ontstaan vaak 100 tot 150, soms zelfs 300 m<sup>3</sup>/s groot. Een enkele maal is zelfs een piek van 1000 m<sup>3</sup>/s opgemeten. De stijging duurt meestal maar 1 tot 2 uur en de daling volgt er net zo snel achteraan.

Het meest voor de hand liggend zou zijn om de pieken op te lossen op de plek waar ze ontstaan (in België) omdat ze daar nog klein zijn en met een beperkte extra marge in het stuwpeil zou het al mogelijk moeten zijn om deze op te vangen. Verder benedenstrooms wordt de piek groter en daarmee wordt het moeilijker om deze op te vangen binnen de peilmarges die binnen het stuwbeheer mogelijk zijn. Het beste zou het werken als de stuwen bij de lagere afvoeren (< 250 of 500 m<sup>3</sup>/s) niet langer op het waterpeil worden aangestuurd, maar op de afvoer die de Maas aanvoert vanuit Frankrijk en de belangrijkste zijrivieren. In al deze wateren liggen meetstations die ook de afvoer aangeven en deze gegevens kunnen eenvoudig geïnterpoleerd worden om de afvoer in de Maas uit af te leiden en aan de hand daarvan de openstelling van de stuwen.

In paragraaf 5.1.10. is beschreven hoe het waterpeil in het stuwband bovenstrooms van de stuw van Borgharen enigszins verlaagd kan worden. Dit peilverschil kan niet alleen benut worden in het stuwband zelf, maar vergroot ook de bandbreedte om het peil te laten fluctueren en met deze bandbreedte kunnen de hydro pieken veel beter worden opgevangen. Hiervoor dient het stuwbeheer van Borgharen specifiek te worden aangepast.

#### Effectiviteit

- Connectiviteit: geen effect op de connectiviteit;
- Stromend habitat: vooral de kwaliteit van het stromend habitat verbetert door het verminderen van de hydro pieken. Ondiep stromende delen, waar de stroomsnelheid nu enkele malen per dag sterk fluctueert, krijgen een veel gelijkmatiger stroombeeld. Hiermee worden de omstandigheden op een relatief groot areaal (200 ha in Grensmaas) sterk verbeterd.

#### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed (eventueel wel bij Borgharen als peilmarges worden vergroot);
- Waterkwaliteit: als de hydro pieken afnemen dan verkleint dat de kans dat hoger gelegen geïsoleerde plekken met water gevuld raken, waarna ze vervolgens in de zomer opwarmen en de waterkwaliteit afneemt.

### **5.2.3 OPHEFFEN DREMPELS**

#### Werking

De drempels zijn aangelegd als mitigerende maatregel om N2000 waarden in de Vlaamse Kempen te beschermen tegen de effecten van een daling van het grondwater. Vanaf het moment dat de drempels in beeld zijn, is er altijd veel discussie over geweest omdat het ten koste gaat van een aanzienlijk areaal ondiep stromend water in de Grensmaas. Het is daarom de moeite waard om een extra studie te starten naar de mogelijkheden of die mitigatie echt wel nodig is. Een eerste stap hierin is om het grondwatermodel nog eens tegen het licht te houden dat indertijd gebruikt is om de effecten van het Grensmaasproject te bepalen en de effectiviteit van de mitigerende maatregelen te berekenen. Er is inmiddels veel meer bekend over de ondergrond van de Maasvallei en er zijn zeer veel extra waarnemingen gedaan aan de grondwaterstanden en de waterstanden in de rivier. Met een verbeterd grondwatermodel kan dan nagegaan worden of de drempels werkelijk nodig zijn.

Een ander aspect dat in de grondwaterberekeningen meegenomen kan worden, is om de invloed van de afzonderlijke drempels in beeld te brengen en dan met name een tweetal dat een groot effect heeft. Van de ca. 10 drempels die er zijn, zijn er namelijk 2 met een extra groot invloedsgebied in de rivierbedding omdat ze in een relatief vlak traject van de rivier liggen. De stroomsnelheid in deze trajecten was altijd al beperkt, maar dit is door het versterkte stuweffect nog geringer geworden. Het gaat om de drempel nabij Voulwames die de Maas ca. 5 km opstuwt tot voorbij Itteren en om de drempel ter hoogte van Geneut in Vlaanderen die de rivier ca. 3,5 km opstuwt tot nabij Elsloo. Het verlagen van deze drempels met bijvoorbeeld 50 of 75 cm zou al een aanzienlijk effect hebben omdat het gestuwde traject er 2 tot 3 km door afneemt. Door het met grind aanvullen van de bedding van de Maas bovenstrooms van de drempel van Geulle Aan de Maas zal de waterstand sowieso niet meer tot het oorspronkelijke niveau dalen en dit effect is tot nu toe niet in het grondwatermodel meegenomen. De andere drempels hebben een meer lokaal effect en zijn minder beperkend voor het ondiepe stromende water. Als een keuze gemaakt zou kunnen worden, dan kunnen deze blijven liggen en de andere bij voorkeur (deels) worden verwijderd.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: bij geringe afvoer kan deze maatregel voorkomen dat vissen tussen drempels opgesloten raken. Een klein effect op de connectiviteit mag worden verwacht;
- Stromend habitat: door het opheffen van de drempels daalt de waterstand in enkele, nu gestuwde trajecten van de Grensmaas. Tijdens perioden met een lage afvoer - vrijwel de hele zomerperiode en het najaar - zorgt deze daling voor een aanzienlijke verhoging van de stroomsnelheid.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: de drempels zijn aangelegd om de kans op negatieve effecten op grondwaterafhankelijke natuur te mitigeren. Verwijderen zal mogelijk negatieve effecten hebben en dit is onwenselijk en zal daarom vooraf goed moeten worden onderzocht;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- De waterkwaliteit zal verbeteren omdat de verblijftijd van het water in de trajecten die nu gestuwd zijn afneemt.

## **5.2.4 NEVENGEULTJES STROOMGEULVERBREDING**

### Werking

Al tijdens de uitvoering van het Grensmaasproject werd duidelijk dat de stroomgeulverbreding minder dynamisch bleek te zijn dan eerder was verwacht. De morfodynamiek was er te beperkt om geulen uit te slijpen en grind op te nemen. In het kader van kleinschalige optimalisaties zijn bij de volgende locaties die nog aan snee moesten komen kleine aanpassingen gemaakt zodat er in de stroomgeulverbreding meteen bij de aanleg al enkele smalle ondiepe geulen werden uitgegraven. Deze geulen zijn aanwezig in de locaties Meers, Maasband, Koeweide en Visserweert en leveren een aanzienlijk areaal aan extra ondiep stromend water omdat de geultjes permanent meestromen. Eventueel kunnen naar aanleiding van de ervaringen ook in de andere deellocaties nog dergelijke geultjes aangelegd worden. Het gaat dan om de locaties Borg-haren en Aan de Maas.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: geen effecten;
- Stromend habitat: de nevengeultjes zorgen voor een uitbreiding van het ondiep stromende water, vooral tijdens perioden van lage afvoer, als het water zonder deze geultjes alleen in het, vaak vrij diepe, zomerbed verblijft.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: geen effecten.

## **5.2.5 AANVULLING FIJN GRIND**

### Werking

De Grensmaas heeft van alle Nederlandse riviertrajecten de grootste negatieve sedimentbalans. Al meer dan 150 jaar wordt er minder sediment aangevoerd vanuit bovenstrooms door het vastleggen van de rivieroeveren en het stuwen van de rivier. Het transport van grind is daardoor sterk afgenomen. Een mogelijkheid om de aanvoer weer op niveau te brengen is om stroomafwaarts van de stuw regelmatig vers grind in de rivier te storten, dat door het water dan verder wordt gevoerd. Dit principe wordt in buitenlandse rivieren, onder andere de Rijn in Duitsland, al op grote schaal toegepast. In het kader van het beheerplan N2000 is recent ook voor de Grensmaas onderzocht in hoeverre aanvulling met fijn grind een geschikte maatregel is.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: geen effect;
- Stromend habitat: de aanvulling met fijn grind zorgt voor een grotere variatie aan bodemsubstraat wat vooral bevorderlijk is voor de kwaliteit van het stromend habitat.

### Overige effecten

- Waterstand: door het storten van grind, neemt de afvoercapaciteit van de rivier in beperkte mate af. Het storten zal daarom moeten worden uitgevoerd op een plaats waar dit effect niet leidt tot het overschrijden van de MHW-stand;
- Scheepvaart: geen effecten;

- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: geen effecten.

## 5.2.6 INBRENGEN RIVIERHOUT

### Werking

De Grensmaas is een van de meest geschikte locaties om rivierhout neer te leggen: het water stroomt er het hele jaar en het is een waardevolle aanvulling als natuurlijk habitat voor veel soorten die in de Grensmaas leven. Er zijn ook zeer veel geschikte locaties in de hoofdbedding en in de nevenwateren in de stroomgeulverbreiding. Toch zijn er tot op dit moment nog maar enkele bomen in de rivier gelegd en zijn er ook nauwelijks plannen voor.

### Effectiviteit

- Connectiviteit: geen effect;
- Stromend habitat: de kwaliteit van het stromend habitat verbetert doordat hout als substraat wordt toegevoegd aan het systeem.

### Overige effecten

- Waterstand: geen effecten;
- Scheepvaart: geen effecten. Wel kan de kanovaart hinder ondervinden van de bomen;
- Grondwater: geen effecten;
- Stuwbeheer: geen invloed;
- Waterkwaliteit: geen effecten.

## 6. KANSRIJKE MAATREGELLEN DERDE TRANCHE KRW

In hoofdstuk 5 kwamen alle mogelijke maatregelen voor het verbeteren van de connectiviteit en het stromend habitat in de Maas aan de orde en de locaties waar deze kunnen worden toegepast. Tevens is inzicht gegeven in effectiviteit van de genoemde maatregelen en zijn daarnaast indicatief de effecten beschreven op overige aspecten van belang voor de Maas, zoals: waterstand, scheepvaart, grondwater, stuwbeheer en waterkwaliteit.

In dit hoofdstuk wordt bediscussieerd welke van deze maatregelen in aanmerking komen voor uitvoering in de derde tranche van de KRW: welke maatregelen zijn op korte termijn het meest kansrijk voor het verbeteren van de connectiviteit voor vis en het stromend habitat voor vis en macrofauna in de Maas? Hierbij wordt gekeken naar de onderlinge interactie, de effectiviteit van de maatregelen en andere aspecten die van belang zijn voor het realiseren van de maatregelen.

### 6.1 INTERACTIE TUSSEN MAATREGELLEN

Een deel van deze maatregelen is relatief eenvoudig en onafhankelijk van andere maatregelen te realiseren, zoals het doorvoeren van bouwkundige aanpassingen aan bestaande vispassages. Maar een ander deel van de maatregelen, waaronder bijvoorbeeld het opheffen van één of meerdere stuwen, is pas reëel als onderdeel van de vervangingsopgave van de stuwen die aanstaande is. Verder zijn de geformuleerde maatregelen niet allemaal tegelijk uit te voeren. Enerzijds is er sprake van samenhang tussen maatregelen, anderzijds sluiten bepaalde maatregelen andere maatregelen uit of beperken deze de toepasbaarheid ervan. Een en ander wordt in Tabel 53 en Tabel 54 (specifiek voor de Grensmaas) weergegeven.

Het merendeel van de maatregelen met betrekking tot connectiviteit kan onafhankelijk van de overige mogelijke maatregelen worden uitgevoerd. Het betreft de aanpassing van de bestaande vistrappen, de aanleg van nieuwe vistrappen, het visvriendelijk stuwbeheer en visveilige WKC's en turbines.

Aanpassingen aan de stuwen (andere vormgeving overlaat) zou van invloed kunnen zijn op de uitvoering van visvriendelijk stuwbeheer. Stel, de overlaat van één stuw zou worden aangepast, dan dient voor de stroomafwaartse migratie met deze stuw gespuid te worden. Dit zou een flexibel stuwbeheer ten aanzien van de stroomopwaartse vismigratie in de weg kunnen staan.

De aanleg van een stuwpasserende nevengeul kan van invloed zijn op de werking van de nieuwe vispassages en het visvriendelijk stuwbeheer. De nieuwe vispassages, voornamelijk bij Linne en Lith, worden aangelegd om vissen, die worden aangetrokken door het water dat over de stuw gaat, een makkelijke dichtbijgelegen weg stroomopwaarts te bieden. Het debiet dat door de nevengeul gaat, passeert niet over de stuw waarmee de aantlokkende werking aldaar minder kan worden en de nieuwe vispassage mogelijk minder goed kan worden gevonden. Een en ander is natuurlijk afhankelijk van de omvang van het debiet door de nevengeul en de exacte ligging van de benedenstroomse monding van de nevengeul. Zou de nevengeul een groot debiet hebben en zou de monding vlak beneden de stuw liggen, dan maakt de stuwpasserende nevengeul de nieuwe vispassage praktisch overbodig. Gezien de effectieve ruimte voor de nevengeul is dit

waarschijnlijk niet te verwachten en zal er interferentie optreden met de werking van de vispassage. Het debiet dat door de nevengeul gaat, kan ook niet gebruikt worden om het stuwbeheer op visvriendelijke wijze te optimaliseren. Een en ander geldt eveneens voor de aanleg van een stuwgeul (onttrekt ter plaatse ook debiet), terwijl deze niet bijdraagt aan de vismigratie (zoals een stuwpasserende nevengeul wel kan doen). Door de aanleg van een extra vispassage in de stuwgeul ter hoogte van de stuw kan de vismigratie ter plaatse toch gegarandeerd worden. Of dit zinvol is, is mede afhankelijk van het debiet en de stroomsnelheid in de stuwgeul evenals van de lengte van de stuwgeul en de ligging van de benedenstroomse monding van de geul.

**Tabel 53** Interactie tussen maatregelen voor connectiviteit en stromend habitat (Maas algemeen). De betekenis van de kleuren in de tabel is als volgt: groen gearceerd: zelfstandig uitvoerbaar, geen interactie met andere maatregelen; geel gearceerd: interactie met overige maatregelen; rood gearceerd: grote interactie met overige maatregelen, maakt andere maatregelen niet uitvoerbaar, danwel overbodig.

Maatregel	Aanpassing bestaande vistrappen	Aanleg nieuwe vistrappen	Visvriendelijk stuwbeheer	Visvriendelijke WKC's en turbines	Aanpassingen aan stuwen	Stuwpasserende nevengeul	Stuwgeul	Rivierdam	Dynamisch stuwbeheer	Stuwpeil verlagen	Stuw opheffen	Langsdam (Benedenmaas)	Beekmondigen optrekbaarheid	Beekmondigen stromend habitat
Aanpassing bestaande vistrappen	X													
Aanleg nieuwe vistrappen		X												
Visvriendelijk stuwbeheer			X											
Visveilige WKC's en turbines				X										
Aanpassingen aan stuwen					X									
Stuwpasserende nevengeul						X								
Stuwgeul							X							
Rivierdam								X						
Dynamisch stuwbeheer									X					
Stuwpeil verlagen										X				
Stuwen opheffen											X			
Langsdam (Benedenmaas)														
Beekmondigen optrekbaarheid													X	
Beekmondigen stromend habitat														X

Het realiseren van een rivierdam zou een grote invloed hebben op een aanzienlijk deel van de overige maatregelen: bestaande stuwen zijn dan niet functioneel, dus alle maatregelen die hier betrekking op hebben zijn dan overbodig/kunnen niet worden uitgevoerd. Hetzelfde geldt voor aanpassingen aan de bestaande vistrappen. Bij de aanleg van een rivierdam zullen in de uiterwaarden nieuwe vistrappen gebouwd moeten worden. Met betrekking tot de overige maatregelen (visvriendelijke wkc's en turbines, stuwpasserende nevengeul en stuwgeul) is ook sprake van aanzienlijke interactie omdat de rivierdam de bestaande



structuren met betrekking tot de stuw/sluiscomplexen ingrijpend verandert. De uitvoeringswijze van de overige maatregelen zal dan in hoge mate aangepast moeten worden.

Het dynamisch stuwbeheer is van invloed op heel wat maatregelen: aanpassen bestaande vispassages, aanleg nieuwe vispassages, visvriendelijk stuwbeheer, aanpassingen aan stuwen, de stuwpasserende nevengeul en de stuwgeul, in die zin dat deze dan niet meer werken of overbodig zijn omdat de rivier dan gedurende een groot deel van het jaar (100 tot 175 dagen, voornamelijk november – april) vrij afstromend is. De maatregel visvriendelijke WKC's en turbines blijft wel zinvol als er tenminste water voor de werking van de WKC wordt gereserveerd. Bij een vrij afstromende rivier is de stroomopwaartse en stroomafwaartse migratie gegarandeerd. Voor de overige periode van het jaar zijn de genoemde maatregelen nog wel noodzakelijk.

Verlaging van het stuwpeil is van invloed op de meeste maatregelen voor stroomopwaartse migratie (aanpassing bestaande vispassages, aanleg nieuwe vispassages, aanpassingen aan stuwen) maar ook op maatregelen voor stromend habitat (stuwpasserende nevengeul en stuwgeul). Met andere woorden, alle mogelijke maatregelen ingericht op een bepaald stuwpeil worden hierdoor beïnvloed en zullen dan niet meer of aanzienlijk minder goed werken. De connectiviteit bij bestaande beekmondingen zal er echter door verbeteren. Deze zijn in de huidige situatie veelal verdrongen en minder goed vindbaar voor migrerende vis. Tevens heeft de maatregel grote maatschappelijke consequenties.

De maatregel stuwen opheffen zorgt ervoor dat alle overige maatregelen overbodig zijn. De rivier krijgt daarmee haar vrij afstromende karakter terug. De consequenties voor de overige functies en aspecten van de Maas zijn echter dusdanig groot dat het opheffen van alle stuwen in hoge mate onwaarschijnlijk is. Als de vervangingsopgave voor de stuwen concreet gaat worden, is het wellicht mogelijk om tot een andere inrichting van het Maasdal te komen, waarbij het niet uitgesloten is dat het aantal noodzakelijke stuwen met functiebehoud, verminderd kan worden.

Het aanleggen van langsdammen wordt alleen overwogen voor de ongestuwde Maas (Benedenmaas) en heeft daarmee geen interactie met de overige maatregelen. De effecten van deze maatregel zijn echter nihil (connectiviteit) dan wel zeer beperkt (stromend habitat).

De optrekbaarheid van beekmondingen kan worden verbeterd door het nemen van maatregelen als het verwijderen van obstakels zoals terugslagkleppen, in steen vastgelegde (te hoog liggende) mondingen of het aanleggen van vispassages. Maatregelen die het stuwpeil beïnvloeden of veranderen (dynamisch stuwbeheer, stuwpeil verlaging of het opheffen van de stuwen) hebben als effect dat de aangepaste beekmondingen weer minder goed optrekbaar worden en de connectiviteit afneemt. Aanpassingen van beekmondingen ten behoeve van stromend habitat hebben eveneens een interactie met overige maatregelen die het stuwpeil beïnvloeden. Het realiseren van ondieper, snelstromend habitat kan een effect hebben op de connectiviteit van de beek met de Maas. De kwaliteit van het habitat in de beek bepaalt in welke mate de beek gebruikt gaat worden door potadrome of zelfs diadrome vissen.

De maatregelen voor de Grensmaas zijn in belangrijke mate lokaal gericht en kunnen voor het overgrote deel onafhankelijk, zonder interactie met overige maatregelen worden uitgevoerd. Het verlagen van het stuwpeil bij Linne zal evenwel effect hebben op de werking van de vispassages. Bij de uitvoering van de maatregelen kan hierop worden geanticipeerd.

**Tabel 54** Interactie tussen maatregelen voor connectiviteit en stromend habitat Grensmaas. Voor de betekenis van de kleuren zie vorige tabel (tabel 53).

Maatregel	Aanpassing bestaande vistrappen	Stuwpeil verlagen (Linne)	Verminderen hydropieken	Opheffen drempels	Nevengeultjes stroomgeulverbreding	Aanvulling fijn grind	Inbrengen rivierhout
Aanpassing bestaande vistrappen	X						
Stuwpeil verlagen (Linne)		X					
Verminderen hydropieken			X				
Opheffen drempels				X			
Nevengeultjes stroomgeulverbreding					X		
Aanvulling fijn grind						X	
Inbrengen rivierhout							X

Hoewel bepaalde maatregelen van invloed zijn op andere maatregelen, is het zeker mogelijk maatregelen in combinatie tot uitvoer te brengen, ondanks de onderlinge afhankelijkheid, door in de planvorming hiermee rekening te houden. Bijvoorbeeld: als een stuwpeilverlaging in het stuwpaand Bovenmaas gerealiseerd kan worden, dan kunnen de aanpassingen aan de vistrappen hierop afgestemd worden.

## 6.2 CRITERIA VOOR UITVOERING IN DERDE TRANCHE KRW

Een belangrijke vraag is: welke maatregelen kunnen worden opgenomen in de derde tranche KRW-maatregelen (2021 – 2027)? Hierbij spelen een reeks van afwegingen en aspecten een rol. Deze zijn vertaald in de volgende criteria:

- 1). Bijdrage connectiviteit (effectiviteit en omvang);
- 2). Bijdrage stromend habitat (effectiviteit en omvang);
- 3). Afhankelijkheid van de maatregel ten opzichte van andere maatregelen;
- 4). Technische complexiteit van de maatregel;
- 5). Mate van effecten op overige aspecten van belang;
- 6). Interactie met omgeving (andere stakeholders);
- 7). Duur van uitvoering van de maatregel;
- 8). Kosten van de maatregel.

In Tabel 55 zijn de maatregelen uit hoofdstuk 5 gescoord op deze criteria.

**Tabel 55** Scoretabel maatregelen wel of niet in de derde tranche van de KRW.

Maatregel	1. Bijdrage connectiviteit	2. Bijdrage stromend habitat	3. Afhankelijkheid van de maatregel	4. Technische complexiteit van de maatregel	5. Mate van effecten op overige aspecten	6. Interactie met omgeving	7. Duur van uitvoering van de maatregel	8. Kosten van de maatregel	Totaal
<b>Gestuwde Maas</b>									
Aanpassing bestaande vistrappen	4	0	5	5	5	5	5	5	34
Aanleg nieuwe vistrappen	5	1	5	4	5	5	4	3	32
Visvriendelijk stuwbeheer	3	0	5	5	5	5	5	5	33
Visveilige WKC's en turbines	5	0	4	5	5	5	4	2	30
Aanpassingen aan stuwen	3	0	5	4	4	4	3	2	25
Stuwpasserende nevengeul	3	5	3	4	4	4	4	3	30
Stuwgeul	1	4	4	4	4	4	4	3	28
Rivierdam	1	0	1	3	3	1	1	2	12
Dynamisch stuwbeheer	5	2	2	4	3	3	5	4	28
Stuwpeil verlagen Roermond	2	3	2	3	2	3	3	2	20
Stuwpeil verlagen overige stuwen	2	2	2	3	2	3	3	2	18
Stuw opheffen	5	5	1	1	1	1	1	1	16
Langsdam	-	-	5	4	4	3	4	4	24
Beekmondingen optrekbaarheid	3	0	3	4	5	4	5	5	29
Beekmondingen stromend habitat	2	3	3	4	5	4	5	5	31
<b>Grensmaas</b>									
Stuwpeil verlagen Linne	0	3	2	3	2	3	3	2	18
Verminderen hydropieken	0	5	2	3	5	5	4	4	28
Opheffen drempels	1	3	3	5	5	5	5	5	32
Nevengeultjes stroomgeulverbreding	0	3	5	5	5	5	5	5	33
Aanvulling fijn grind	0	5	5	5	5	5	5	5	35
Inbrengen rivierhout	0	3	5	5	5	5	5	5	33

Toelichting op de scores:

- 1). Bijdrage connectiviteit: 1 tot en met 5 (lage bijdrage – hoge bijdrage)\*;
- 2). Bijdrage stromend habitat: 1 tot en met 5 (lage bijdrage – hoge bijdrage)\*;
- 3). Afhankelijkheid van andere maatregelen: 1 tot en met 5 (in hoge mate afhankelijk – in hoge mate onafhankelijk);
- 4). Technische complexiteit: 1 tot en met 5 (in hoge mate complex – in geringe mate complex);
- 5). Overige aspecten: 1 tot en met 5 (grote effecten op andere aspecten – kleine effecten);
- 6). Interactie omgeving: 1 tot en met 5 (grote interactie met omgeving – kleine interactie met omgeving);
- 7). Duur uitvoering: 1 tot en met 5 (lange duur van uitvoering – korte duur van uitvoering);
- 8). Kosten: 1 tot en met 5 (hoge kosten – lage kosten).

\*Wanneer een maatregel geen effect heeft op connectiviteit of stromend habitat, wordt een 0 gescoord.

De maatregelen die primair zijn gericht op connectiviteit scoren over het algemeen hoog; het betreft aanpassing bestaande vistrappen, aanleg nieuwe vistrappen en visvriendelijk stuwbeheer. Het betreft relatief overzichtelijke maatregelen die ook nog eens in een korte tijdspanne gerealiseerd kunnen worden. Voor wat betreft de aanpassingen van de bestaande vistrappen is het noodzakelijk om een nieuwe inventarisatie van knelpunten uit te voeren omdat de laatste inventarisatie al relatief lang geleden is (2012). Visvriendelijke WKC's en turbines scoren een fractie lager, met name door de te verwachten relatief hoge kosten en het feit dat deze door anderen (initiatiefnemers/exploitanten) opgebracht moeten worden. Aanpassingen aan stuwen scoren aanzienlijk lager, de bijdrage aan de connectiviteit is niet heel erg groot, er zal gewacht moeten worden op de renovatie/vervanging van stuwen voordat deze maatregel effectief kan worden uitgevoerd.

De stuwpasserende nevengeul scoort wederom hoog; deze kan een aanzienlijke bijdrage leveren aan zowel stromend habitat als de connectiviteit. De bijdrage aan de connectiviteit betreft voornamelijk de stroomopwaartse migratie bij lagere afvoeren; bij hogere afvoeren en voor de stroomafwaartse migratie is de stuwpasserende nevengeul minder effectief. De stuwgeul scoort lager, de bijdrage aan connectiviteit, zonder aanvullende maatregelen (vispassage) is laag. De riverdam scoort laag vanwege het feit dat de bijdrage aan de connectiviteit zeer gering is (alleen stroomafwaarts) en er een negatief effect is op stromend habitat. Tevens is deze maatregel zeer ingrijpend op de bestaande structuren in de Maas en is er een grote interactie met de overige maatregelen.

Dynamisch stuwbeheer scoort in dezelfde klasse als de stuwgeul, er is een aanzienlijke bijdrage aan connectiviteit, terwijl op overige aspecten ook relatief goed wordt gescoord. De maatregelen met betrekking tot stuwpeil verlagen en het opheffen van stuwen scoren aanzienlijk lager. Hoewel de effecten op connectiviteit en stromend habitat aanzienlijk zijn, hebben dergelijke maatregelen een aanzienlijke impact op de omgeving, zijn de maatregelen niet onafhankelijk uit te voeren en brengen deze aanzienlijke kosten met zich mee doordat veel aanpassingen moeten worden doorgevoerd. De maatregelen met betrekking tot de beekmondingen scoren dan weer aanzienlijk hoger. Deze zijn relatief kleinschalig, technisch niet complex en tevens niet heel kostbaar. De langsdam scoort relatief hoog maar de effecten op connectiviteit en stromend habitat zijn nihil, zodat uitvoering van deze maatregel zinloos is.

De maatregelen specifiek voor de Grensmaas scoren over het algemeen hoog. De stuwpeil verlagende maatregelen scoren om dezelfde reden als bij de gestuwde Maas relatief laag: doordat deze niet onafhankelijk is, een aanzienlijke impact heeft en hoge kosten met zich meebrengt. Het verminderen van de hydropeken scoort enigszins hoger, maar naar verwachting zullen de onderhandelingen met betrokkenen in België hierover de nodige voeten in de aarde hebben. De overige maatregelen: opheffen drempels, nevengeultjes stroomgeulverbreding, aanvulling fijn grind en inbrengen rivierhout scoren het hoogst. Deze maatregelen zijn kleinschalig, niet ingewikkeld, hebben weinig interactie met andere maatregelen en zijn niet kostbaar.

### 6.3 SELECTIE MAATREGELLEN

In Tabel 56 zijn de belangrijkste criteria voor het opnemen van maatregelen in de derde tranche opgenomen, samen met de totaalscores van Tabel 55. Voor de derde tranche komen in eerste instantie de maatregelen aan de orde met een hoge bijdrage voor connectiviteit en/of stromend habitat (effectiviteit en om-

vang). Daarbij vallen de maatregelen af met significante effecten op overige functies die niet op korte termijn oplosbaar zijn, net als de maatregelen die qua omvang en complexiteit gekoppeld moeten worden aan het vervangen of renoveren van de stuwen.

**Tabel 56** Maatregelen connectiviteit en stromend habitat voor derde tranche KRW in de Maas.

Maatregel	Bijdrage connectiviteit (effectiviteit x omvang)	Bijdrage stromend habitat (effectiviteit x omvang)	Significante effecten korte termijn oplosbaar?	Koppelen aan renovatie stuwen (lange termijn)	Totaalscore (tabel 3)	Opnemen in derde tranche maatregelen
Gestuwde Maas						
Aanpassing bestaande vistrappen	++				34	sterk geadviseerd
Aanleg nieuwe vistrappen	++				32	sterk geadviseerd
Visvriendelijk stuwbeheer	+				33	sterk geadviseerd
Visveilige WKC's en turbines	++				30	sterk geadviseerd
Aanpassingen aan stuwen	+			ja	25	niet geadviseerd
Stuwpasserende nevengeul	+	++			30	sterk geadviseerd
Stuwgeul		++	nee		28	niet geadviseerd
Rivierdam					12	niet geadviseerd
Dynamisch stuwbeheer	+	+	nee		28	niet geadviseerd
Stuwpeil verlagen Roermond		+	misschien		20	misschien
Stuwpeil verlagen overige stuwen		+	nee		18	niet geadviseerd
Stuw opheffen	++	++		ja	16	niet geadviseerd
Langsdam (Benedenmaas)					24	niet geadviseerd
Beekmondingen optrekbaarheid	+				29	geadviseerd
Beekmondingen stromend habitat		+			31	geadviseerd
Grensmaas						
Stuwpeil verlagen Linne		+	misschien		18	misschien
Verminderen hydropieken		++	misschien		28	misschien
Opheffen drempels		+			32	geadviseerd
Nevengeultjes stroomgeulverbreding		+			33	geadviseerd
Aanvulling fijn grind		++			35	sterk geadviseerd
Inbrengen rivierhout		++			33	sterk geadviseerd

Maatregelen waarvan sterk wordt geadviseerd deze op te nemen in de derde tranche KRW zijn:

- 1). Aanpassing bestaande vistrappen;
- 2). Aanleg nieuwe vistrappen;
- 3). Uitvoeren van visvriendelijk stuwbeheer;

- 4). Visveilige WKC's en turbines (bestaande WKC's);
- 5). Aanleg van stuwpasserende nevengeulen;
- 6). Aanvulling met fijn grind in de Grensmaas;
- 7). Inbrengen van rvierhout in de Grensmaas

Deze maatregelen zijn verder uitgewerkt in hoofdstuk 7 (met uitzondering van het inbrengen van rivierhout; deze maatregel heeft al zijn uitwerking gehad bij RWS ON en RWS ZN).

Een viertal maatregelen scoort tevens positief, geadviseerd: ja, mits dat mogelijk is. Het betreft twee maatregelen ten behoeve van de beekmondingen en twee maatregelen ten behoeve van de Grensmaas: opheffen van drempels en het aanleggen van nevengeultjes. Deze maatregelen zijn over het algemeen zeer effectief en technisch niet complex, maar scoren iets minder op de bijdrage aan stromend habitat vanwege hun (beperkte) omvang. De overige maatregelen zijn min of meer optioneel of complex (of weinig zinvol: rivierdam, langsdam) en kunnen naar verwachting niet binnen de termijn van de derde tranche tot uitvoering worden gebracht (tot en met 2027).

## 7. UITWERKING MAATREGELEN

### 7.1 AANPASSINGEN BESTAANDE VISTRAPPEN

Bedacht moet worden dat onderstaand ingrepen/aanpassingen zijn gebaseerd op een beoordeling van de vispassages in 2012. **Voordat maatregelen worden uitgevoerd, is een hernieuwde inventarisatie van knelpunten noodzakelijk.**

#### Debietregeling

Voor een optimale werking van de vispassages is bij alle passages een automatisch geregelde inlaat noodzakelijk. Hiermee wordt ook tegemoetgekomen aan de situatie dat bij diverse vispassages de handmatig verstelbare drempel mechanische gebreken vertoont (verbogen stangen, kapotte kabels, verweerde aangrijpingspunten), waardoor verstelling moeilijk is.

#### Ligging inzwemopening bij Lith en Linne

De damwand bij de uitstroomopening te Linne dient opnieuw vormgegeven en verlegd te worden, waardoor een smaller kanaal ontstaat met een vertical slot als inzwemopening vlak benedenstrooms van de uitstroom van de WKC. Bij Linne is een landtong van bijna 100 m lengte aanwezig, die de vispassage ingang scheidt van de uitstroom van de WKC. De inzwemopening hier moet worden verlegd, zodat een opening wordt geboden die uitkomt vlak benedenstrooms van de WKC.

#### Drempels in de vispassage bij Lith en Linne

De drempels in de vispassage te Lith en Linne zijn geheel anders qua constructie, dan die in de overige vispassages op de Maas. Het verdient aanbeveling alle drempels bij deze vispassages te vervangen door drempels bestaande uit stalen damwand, aangestort met stortsteen en beton, waarbij tevens vertical slots worden gecreëerd.

#### Hoogteligging drempels

De hoogteligging van alle drempels dient te worden opgemeten tijdens een nieuwe inspectie van de vispassages, waarna aanpassingen doorgevoerd moeten worden. In voorkomende gevallen dient een geheel nieuwe drempel te worden geconstrueerd. Waar mogelijk kan worden volstaan met het aanbrengen van beton en stortsteen.

#### Voorkomen van 'kortsluiting' van de stroming in de bekkens

Door te korte bekkens of een foutieve plaatsing van drempels in de vispassage ontstaat een kortsluiting in de stroming. Afmetingen van de bekkens dienen te worden aangepast of drempels moeten opnieuw worden gemaakt.

#### Positie stoorstenen

Bij veel drempels met vertical slots zijn stoorstenen geplaatst vlak achter de slots ter demping van de doorstroming. In veel situaties is de positie van de stoorstenen niet correct, ze staan veel te dicht op het slot waardoor een zeer moeilijk doorzwembare opening (zeker voor grote vis) ontstaat. De stoorstenen dienen op minimaal een meter afstand van de slots te staan. Waar nodig dient dit gecorrigeerd te worden. Dit geldt voornamelijk voor de vispassages Lith, Grave, Roermond en Borgharen.

#### Volume controle bekkens, verwijdering sediment

Sediment en schelpen dienen te worden verwijderd uit de bekkens, zodat deze weer hun oorspronkelijke volume terugkrijgen.

#### Controle Vertical slots en eventuele aanpassingen

Alle slots in de vispassages dienen gangbaar gemaakt te worden waarbij tevens een correctie van de positie of vormgeving kan plaatsvinden (door verzakking zijn sommige slots deels afgesloten).

#### Onderhoud

De gehele functionaliteit van de vispassage dient te worden nagelopen. Onderhoud (opschonen) dient twee maal per jaar plaats te vinden, namelijk vlak voor de migratieperiodes (voorjaar en najaar), dus einde winter (voor 1 maart) en einde zomer (voor 1 oktober). Technisch onderhoud dient zoveel mogelijk buiten de migratieperiodes plaats te vinden. Tevens biedt het een mogelijkheid om de detectiestations van het NEDAL Trail system® in de vispassages te controleren.

#### Lokstroomcondities

Een goede analyse van de afvoerstandigheden in relatie tot de hoogteligging van de meest benedenstrooms gelegen drempels is wenselijk. Vervolgens kunnen maatregelen worden uitgevoerd om de lokstroom te optimaliseren. Hiervoor zijn er een tweetal mogelijkheden. Als eerste kunnen de meest bovenstrooms gelegen drempels verplaatsbaar of wegklapbaar worden gemaakt. Bij een hoge afvoer worden deze drempels gestreken, zodat het overblijvende verval over een kleiner aantal drempels wordt verdeeld. Als gevolg hiervan blijft de benedenstroomse lokstroom intact. Een andere, waarschijnlijk eenvoudiger, mogelijkheid is suppletie van extra afvoer middels een buisleiding in het meest benedenstroomse bekken. Dergelijke voorzieningen zijn te vinden in vispassages op de Nederrijn-Lek. Door toevoer van extra water wordt een sterkere lokstroom gecreëerd waardoor vissen makkelijker de ingang van de vispassage kunnen lokaliseren. Naar verwachting dient hiervoor ook het meest benedenstroomse deel van de vispassage te worden aangepast.

#### Toevoeging van additionele zuurstof

Salmoniden worden aangelokt door water met een hoger zuurstofgehalte. Hoewel de gehalten aan zuurstof in het Maaswater voldoen aan de gestelde normen, kan het inbrengen van extra zuurstof leiden tot een hogere aantrekking van salmoniden en waarschijnlijk ook andere vissoorten. Het bedrijf Biomark is momenteel bezig met het ontwikkelen van deze techniek. In de toekomst kan worden nagegaan of deze techniek meerwaarde zou hebben voor toepassing bij vispassages op de Maas.

### **Onderhoud en inventarisatie van knelpunten**

Om de knelpunten te inventariseren, dient eerst onderhoud uitgevoerd te worden om de bestaande situatie nauwkeurig in beeld te kunnen brengen. Het onderhoud behelst: het afvoeren van afval, het gangbaar maken van de slots, het verwijderen van overtollige vegetatie en houtopslag, het verwijderen van sediment / schelpen etc. Per vispassage zijn hiervoor twee dagen met twee personen noodzakelijk om dit werk te verrichten. Vervolgens zijn twee dagen met twee personen nodig om knelpunten te inventariseren: van alle drempels en bekkens dient de hoogteligging nauwkeurig te worden bepaald (GPS-RTK); afmetingen van de bekkens moeten worden nagemeten, de conditie van de drempels dient te worden vastgesteld, net als de positie van de stoorstenen, de kwaliteit van het inlaatwerk, de uitstroomb voorziening van de vispassage etc. Een en ander moet nauwkeurig fotografisch worden vastgelegd en alle metingen dienen in een



van te voren vervaardigd spreadsheet systematisch te worden opgeslagen. Aan de hand van de metingen en waarnemingen wordt een rapport opgesteld waarin alle noodzakelijke aanpassingen aan de vispassages worden beschreven.

Per vispassage: veldwerk 8 mensdagen van 10 uur;

Op basis van 7 vispassages: 56 mensdagen van 10 uur: 560 uren à € 85,- = € 47.600,-

Kosten gebruik machines/installaties: € 10.000,-

Rapportage: (3 mensdagen per vispassage: 21 mensdagen van 8 uren: 168 uren à € 105,- = € 17.640,-

**Totale kosten onderhoud en inventarisatie knelpunten: € 75.240,-**

Over de kosten van aanpassingen aan de bestaande vispassages valt pas concreet iets te zeggen, wanneer voornoemde inventarisatie is uitgevoerd. De grootste opgave ligt bij de vispassages te Linne en Lith, wanneer aldaar alle drempels vervangen dienen te worden en inlaat en uitlaatwerkt moet worden aangepast. De werkzaamheden komen bijna overeen met het aanleggen van een nieuwe vispassage, te verwachten kosten € 1.000.000,- - € 2.000.000,-.

Voor de aanpassingen aan de overige vispassages kan worden gerekend met enkele tonnen tot € 500.000,- per vispassages.

Wanneer op korte termijn de WKC te Borgharen wordt gerealiseerd, kan onderhoud en inspectie van deze vispassage worden overgeslagen omdat de initiatiefnemer aan de lat staat een nieuwe vispassage (in overleg met RWS) te realiseren.

## 7.2 PRINCIPEONTWERP VOOR NIEUWE VISPASSAGES OP DE MAAS

### Inleiding

Vriese (2010) betreft een uitgebreide studie over de geschiktheid van diverse typen vispassages voor de Maas, met specifieke aandacht voor de situatie bij Borgharen. Alhier wordt in de toekomst een kleinschalige waterkrachtcentrale gerealiseerd op de locatie van de huidige vispassage. Deze moet daarom worden vervangen. Omdat er bij Borgharen sowieso weinig ruimte is, wordt hier de voorkeur gegeven aan het realiseren van een Vertical slot vispassage. Vriese (2010) trekt een aantal conclusies ten aanzien van de geschiktheid van een Vertical slot vispassage ter vervanging van de V-vormige bekkervispassage op de Maas (met enkele aanpassingen):

1. Tenminste één vismigratiehandboek (FAO, 2002) geeft aan dat het aanleggen van Vertical slot vispassages geprefereerd wordt boven het aanleggen van de klassieke bekkervispassages. Overigens wordt hier de V-vormige bekkenvistrap met Vertical slots niet besproken, omdat dit een typisch Nederlandse variant is;
2. Met betrekking tot het ontwerp van Vertical slot vispassage kan worden geconstateerd dat dit door de jaren heen geoptimaliseerd is (Gebler, 1991; Larinier, 1992; Rajaratnam *et al.*, 1992), waarbij voor verschillende toepassingsgebieden (of soorten) andere optimale karakteristieken bekend zijn;
3. Vertical slot vispassages op grote rivieren zoals de Rijn en de Maas (Iffezheim, Gamsheim en Lixhe) zijn aangelegd specifiek met het oog op de grote, lange afstand migrerende vissoorten met grote zwemcapaciteiten, zoals zalm, zeeforel, elft, etc. Dit komt tot uiting in de ontwerpkenmerken en dan voornamelijk in het grote verval per bekken dat wordt gehanteerd (Iffezheim 0,30 m, Gamsheim 0,25 m en Lixhe tot 0,30 m);
4. Vertical slot vispassages met dergelijke ontwerpkenmerken zijn dan ook enigszins selectief en hierdoor passeren kleinere soorten met geringere zwemcapaciteiten minder makkelijk. Grote reofiele cypriniden passeren aanzienlijk makkelijker;
5. Qua doortrekkend soortenspectrum zijn er geen grote verschillen tussen Vertical slot vispassages en V-vormige bekkervispassages; de onderlinge verhoudingen tussen soorten zijn wel anders, en dat heeft te maken met ontwerpkenmerken (gericht op goede zwemmers) en met locatiekenmerken (meer bovenstrooms op een rivier, meer reofiele vissoorten etc.);
6. Veelal zorgen de gekozen monitoringsstrategieën bij de besproken Vertical slot vispassages (gromazige vangkooien; videoregistratie) ervoor dat een bias optreedt, kleine soorten en kleinere lengteklassen kunnen (aan de aandacht) ontsnappen, waarmee het lijkt alsof deze niet in staat zijn te passeren;
7. Vertical slot vispassages zijn heel wel in staat grote aantallen aal en zeeprick te laten passeren, zoals blijkt uit de monitoringsgegevens van de vispassages te Iffezheim en Gamsheim (zie bijlage);
8. Een en ander overziend, kan worden geconcludeerd dat een Vertical slot vispassage een goed alternatief vormt voor de bestaande bekkervispassages, mits het ontwerp wordt geoptimaliseerd (kleiner verval per bekken) om ook kleine vissoorten en kleine lengteklassen van soorten makkelijk te laten passeren en deze ook te kunnen monitoren;
9. Om een goede werking van Vertical slot vispassages te garanderen is regelmatig onderhoud noodzakelijk;
10. Het nadeel van de niet natuurlijke constructie van een Vertical slot vispassage is dat er geen (of minimaal) stromend habitat wordt toegevoegd, wat wel het geval zou zijn als er nieuwe V-vormige bekkervispassages zouden worden aangelegd.

## Aspecten van belang bij het ontwerp

Aspecten van belang bij het ontwerp van een Vertical slot vispassage vallen te categoriseren in de volgende hoofdonderdelen die in de navolgende paragraaf behandeld zullen worden:

- A. Vereisten vanuit de vissoorten;
- B. Capaciteit en dimensionering;
- C. Debiet en lokstroomwerking;
- D. Stroomsnelheden en energiedemping;
- E. Waterstanden en afvoeren;
- F. Inzwem- en uitzwemopening, bodemligging;
- G. Monitoring;
- H. Beheersaspecten.

### A. Vereisten vanuit de vissoorten

In het Programma van Eisen voor de bestaande bekkenvistrap bij Borgharen (RWS Limburg, 2005) wordt aangegeven dat: “De vispassage dient te voorzien in een vrije, stroomopwaartse migratie voor de grote trekvissoorten” met als bron de Benelux Beschikking Vrije Vismigratie (1996). Hieruit zou de conclusie kunnen worden getrokken dat de vispassage alleen goed hoeft te functioneren voor grote trekvissoorten als zalm, zeeforel, elft, fint, zeeprík etc. Dit is echter een te nauwe opvatting. In de later verschenen aangepaste Benelux Beschikking wordt de term vismigratie al ruimer geformuleerd. Om de KRW doelen voor de Maas te halen moet het aandeel diadrome, reofiele en limnofiele vissoorten toenemen. Hierbij is van belang dat al deze soorten vrij kunnen migreren.

Bovendien wanneer in Nederland vismigratievoorzieningen worden gerealiseerd, is het algemene uitgangspunt dat deze migratie voor alle voorkomende vissoorten (dus ook de zwakke zwemmers) mogelijk moeten maken. Ontwerptechnisch wordt hieraan invulling gegeven door er voor te zorgen dat er voldoende variatie is in stroomsnelheid in de doorzwemzones ter hoogte van de drempels of bekkenscheidingen. Met dit als uitgangspunt is het specifiek benoemen van doelsoorten voor de Vertical slot vispassage op de Maas niet noodzakelijk. Uitgegaan kan worden van een beperkt verval per bekken, zodat ook migratie van zwakkere zwemmers mogelijk is. Wel kan bij het ontwerp extra aandacht te worden besteed aan de vereisten van beleidsmatig geprioriteerde soorten zoals aal (Europese aalverordening), zalm, rivierprík en rivierdonderpad (Natura 2000 soorten voor de Grensmaas) en houting en zeeprík (belangrijke diadrome trekvis). In geval dat aanpassingen voor slechte zwemmers een minder goede werking zou inhouden voor diadrome vissoorten, dient aan deze laatste groep voorrang te worden gegeven. Dit omdat deze soorten afhankelijk zijn van vistrappen om hun levenscyclus te voltooien en hiervoor vaak meerdere vistrappen achter elkaar moeten optrekken.

Salmoniden en riviertrekvis passeren Vertical slot vispassages met een relatief groot verval per bekken gemakkelijk, zoals is gebleken uit de monitoring van Iffezheim, Gamsheim en Lixhe (Vriese, 2010). Standvis of kleinere vis, met geringere zwemcapaciteiten, doet dit minder makkelijk. De oplossing hiervoor kan worden gevonden in een lager verval per bekken en dus lagere stroomsnelheden in de slots. In Muyres (1986) wordt onderscheid gemaakt in cypriniden en salmoniden met betrekking tot het maximaal toelaatbaar verval per drempel (voor cypriniden maximaal 0,15 m; voor salmoniden maximaal 0,25 m). Bij een verval per bekken van 0,15 m is de resulterende lokstroomsnelheid voor salmoniden nog aan de lage kant (afhanke-

lijk van de contractiecoëfficiënt ongeveer 1,5 m/s). Additioneel water inbrengen in het meest benedenstrooms bekken met een regelbare toevoerleiding kan hier het verval verhogen zodat (in de periode met de meeste migratie van salmoniden) de lokstroom sterker kan worden.

#### B. Capaciteit en dimensionering

Vismigratie is een verschijnsel dat zich massaal en stootsgewijs kan voordoen. Op het juiste moment en afhankelijk van de weersomstandigheden kunnen grote scholen vis zich gericht verplaatsen. Waar er geen barrières voor vismigratie zijn, heeft de vis de gehele rivier tot beschikking om zich stroomopwaarts (of stroomafwaarts) te bewegen. Daarmee ligt het voor de hand dat een vismigratievoorziening een bepaalde minimale capaciteit dient te hebben om alle migrerende vis in de gelegenheid te stellen zich te verplaatsen. Muyres (1986) stelt terecht dat er een relatie is tussen de afmetingen van de rivier en de daarin aan te brengen vispassage. Hoe deze relatie precies ligt, wordt echter niet nader geconcretiseerd. Bell (1973; 1986) houdt als vuistregel aan “one cubic foot per pound of fish” (27 liter volume per  $\pm$  500 g vis) in een bekken. Om deze regel toe te passen, dient bekend te zijn hoeveel vis zich op enig moment door de vispassage wenst te verplaatsen. Deze informatie is helaas niet voorhanden. Enerzijds zou gekeken kunnen worden naar de migratie door de bekkenvistrappen op de Maas (Kemper, 2008; 2009). Als voorbeeld de vistrap bij Borgharen: op enig moment werden per lichting enkele kilo’s vis gevangen, waarbij toepassing van de vuistregel zou leiden tot een zeer onrealistisch (klein) volume voor de bekkens in de vistrap. Anderzijds is in 2009 gebleken bij onderzoek van de bekkenvistrap te Roermond (Vriese & Kroes, 2009) dat in één enkele nacht honderden windes met een stuksgewicht van enkele kilo’s door de vistrap trokken. Eenzelfde verschijnsel deed zich voor bij de bekkenvistrap van Lith (pers. mededeling beroepsvisser Van der Zanden). Toepassing van de vuistregel van Bell zou dan leiden tot een volume voor de bekkens van de vistrap van enkele tientallen kubieke meters. Het ligt echter voor de hand de dimensies van de bekkens zeker niet kleiner te kiezen dan die van de Vertical slot vispassage te Lixhe. Zoals in voorgaand hoofdstuk is aangegeven, functioneert deze vispassage goed en zijn er geen ‘capaciteitsproblemen’ als het gaat om de omvang van de vistrek door deze vispassage (mondelijke mededeling dhr. J.C. Philippart, Universiteit van Luik). Muyres (1986) stelt verder dat de afmetingen van de bekkens tevens worden bepaald door de maximale lengte van de vis. Op grond hiervan wordt een minimale lengte van 3 m geadviseerd. De bekkenlengte voor een Vertical slot vispassage op de Maas dient dan ook minimaal 3 m te zijn. Ook voor wat betreft de diepte van de vispassage is er een relatie met de dimensies (en diepte) van de rivier. Muyres (1986) adviseert een diepte van 1,5 m voor vistrappen in rivieren. Een en ander is ook gehanteerd bij het ontwerp van de bekkenvistrappen in de Maas en de Rijn. De Vertical slot vispassages op de Maas zou dan ook een minimale diepte van 1,5 moeten hebben. De dimensies van een vispassage worden natuurlijk niet alleen bepaald door de omvang van de vistrek en de dimensies van de rivier, maar ook door de overige gehanteerde ontwerpcriteria, zoals het gewenste debiet door de vispassage en de noodzakelijke energievernietiging. In de navolgende paragrafen wordt hierop teruggekomen.

#### C. Debiet en lokstroomwerking

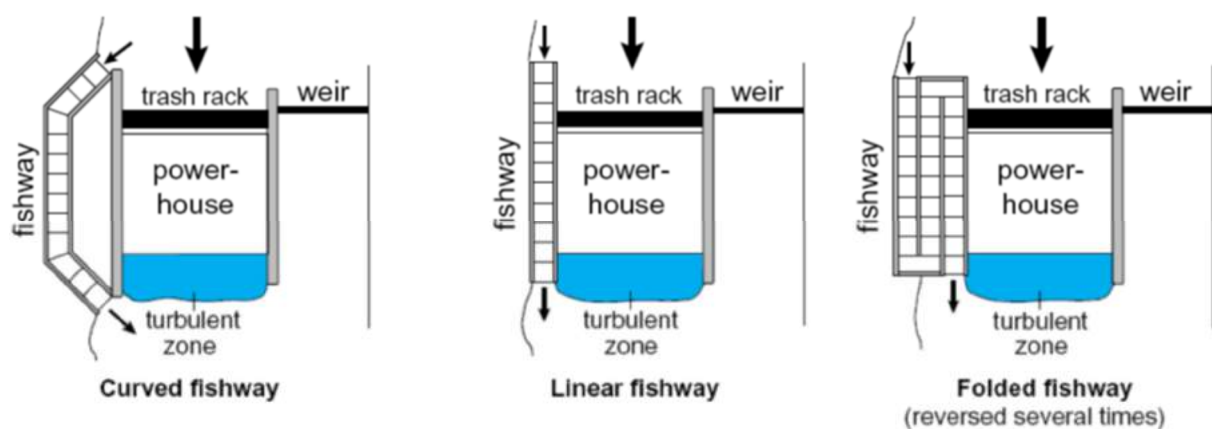
Voor wat betreft het debiet dient onderscheidt gemaakt te worden tussen het debiet door de vistrap zelf en het debiet dat noodzakelijk is om tot een goede lokstroomwerking te komen. Het vereiste debiet door de vistrap kan natuurlijk niet los worden gezien van de overige ontwerpcriteria zoals verval, slotbreedte, dimensies, hellingshoek etc. Hierop zal worden teruggekomen. Debiet door de vispassage en dimensies hebben invloed op de capaciteit van de vistrap als het gaat om de hoeveelheid vis die kan passeren, zoals in de vorige paragraaf is weergegeven. Voor Iffezheim en Gambenheim wordt gewerkt met een debiet door

de vistrap van 1,2 m<sup>3</sup>/s. Voor Lixhe bedraagt dit debiet 1 m<sup>3</sup>/s. Het ligt daarmee niet voor de hand het debiet voor een Vertical slot vispassage op de Maas kleiner te kiezen. Eerder nog, naarmate een vistrap meer stroomafwaarts ligt, is het logisch een groter debiet te kiezen, omdat (theoretisch) meer vis in staat gesteld zou moeten worden de vistrap te passeren. Een debiet van 1,2 m<sup>3</sup>/s zou daarmee passend zijn.

De omvang van een goede lokstroom is normaliter gerelateerd aan de afvoer in de rivier. Hiervoor worden verschillende vuistregels gehanteerd in de diverse vismigratiehandboeken. Een veel gebruikte vuistregel is dat de omvang van de lokstroom 1 tot 1,5% zou moeten zijn van de hoogste waterafvoer (Kroes & Monden, 2005). Maar welke afvoer is dan representatief? Het is duidelijk dat het hierbij niet gaat om extreme situaties die slechts zeer zelden voorkomen. Afvoeren groter dan 300 m<sup>3</sup>/s komen ongeveer gedurende 3 maanden voor en wel in de maanden december tot en met februari. Afvoeren groter dan 600 m<sup>3</sup>/s komen ongeveer gedurende 30 dagen voor, waarbij bedacht moet worden dat bij afvoeren groter dan 1250 m<sup>3</sup>/s de stuw wordt gestreken en vrije vismigratie mogelijk is. De lokstroom van de huidige vispassages in de Maas ligt in de orde van 3 tot 4 m<sup>3</sup>/s. Het lijkt voor de hand liggend om hierbij aan te sluiten en te kiezen voor een debiet van 4 m<sup>3</sup>/s.

Naast de omvang van de lokstroom is natuurlijk ook de positionering ervan van groot belang om de ingang van de vistrap makkelijk te kunnen vinden. In wezen gaat het dan om de ligging van de benedenstroomse uitmondung (inzwemopening) van de vistrap. Muyres (1986) zegt hierover: "Situering beneden-uitmondung zo ver mogelijk stroomopwaarts in de hoofdstroom mits: - niet in de sterk turbulente zone van de stuwuitstroom; - niet in de zone met snelheden > 1 m/s".

Verder zegt Muyres (1986): "Situering zodanig gericht dat de invloed zo groot (ver en diep) mogelijk in de hoofdstroom merkbaar is". Eigenlijk heeft deze randvoorwaarde betrekking op de richting van de uitstroom van de vispassage. Destijds werd ervanuit gegaan dat de uitmondung altijd haaks op de hoofdstroom zou moeten liggen om een zo groot mogelijke lokstroomwerking te bewerkstelligen. Recenter ontworpen vispassage (Lixhe, Iffezheim en Gamsheim) hebben aangetoond dat dit niet strikt noodzakelijk is voor een goed functioneren. In onderstaande figuur (Figuur 75) wordt aangegeven hoe de uitmondung zou moeten liggen volgens FAO (2002), gebaseerd op Larinier (1992). Een haakse uitmondung wordt hier niet specifiek aangegeven.



**Figuur 75** Lay out van bekkervispassages (uit FAO, 2002 naar Larinier 1992).

#### D. Stroomsnelheden en energiedemping

Op diverse posities in en bij de vispassage zijn optredende stroomsnelheden van belang voor succesvolle vismigratie. Daarbij gaat het om de stroomsnelheid bij de inzwemopening (lokstroom), de stroomsnelheid over de drempels of in de slots, de stroomsnelheid in de bekkens van de vispassage en als laatste, de stroomsnelheid bij de bovenstroomse uitzwemopening.

Muyres (1986) hanteert 1 m/s als maximale stroomsnelheid over de drempel. Een en ander wordt echter bepaald door het verval over de drempel. Hierover zegt Muyres (1986): "Het verval per drempel mag voor cypriniden maximaal 15 cm en voor salmoniden maximaal 25 cm bedragen". De huidige vispassages op de Maas zijn ontworpen met een hoger verval per drempel (18-19 cm) dan Muyres voor cypriniden adviseert. Door de combinatie van V-vormige drempels met Vertical slots ontstaan echter verschillende doorzwemzones met een variatie aan stroomsnelheden. Omdat een Vertical slot vispassage zich kenmerkt door een meer uniform verloop van de stroomsnelheid in een slot lijkt het aanbevelenswaardig uit te gaan van een verval per slot van 15 cm, waarmee gemiddeld een relatief lagere stroomsnelheid tot stand komt. Daarbij moet dan wel extra aandacht worden geschonken aan de benedenstroomse uitmonding van de vispassage omdat hierdoor de lokstroomwerking eventueel minder sterk zou worden. Overigens berust de geadviseerde maximale stroomsnelheid over de drempel van 1 m/s op een misvatting. Ook bij een verval van 15 cm over de drempel komt een hogere maximale stroomsnelheid tot stand (zie Boiten in Raat, 1994) die eerder rond de 1,5 m/s ligt. Over de stroomsnelheid bij de benedenstroomse uitmonding van de vispassage (lokstroom) zegt Muyres (1986) dat deze ook maximaal 1 m/s zou moeten zijn en dat de lokstroom niet mag uitmonden in een zone met stroomsnelheden > 1 m/s. Los van het feit dat dit niet correct is, zou dan een situatie kunnen ontstaan dat de lokstroom niet of nauwelijks opgemerkt zou worden door de relatief hoge stroomsnelheden in het ontvangende water (zone waarin de lokstroom uitkomt). Wanneer een verval van 0,15 m in het laatste slot wordt gehanteerd komt echter een lokstroom tot stand met een stroomsnelheid van 1,5 m/s, hetgeen adequaat kan worden genoemd wanneer deze uitmondt in een zone met stroomsnelheden < 1 m/s. FAO (2002) stelt dat de stroomsnelheid van de lokstroom tussen 0,8 – 2 m/s zou moeten liggen.

Over de stroomsnelheid bij de bovenstroomse uitzwemopening van de vistrap stelt Muyres (1986): "De stroomsnelheid van de hoofdstroom ter plaatse dient lager te zijn dan de maximale stroomsnelheid (1 m/s) in de vistrap (in verband met het afdrijven van de vis naar de stuw)". Los van het feit dat de maximale stroomsnelheid in de vistrap hoger is (zie boven), kan deze grenswaarde wel worden gehanteerd. Idealiter ligt de stroomsnelheid ter plaatse nog lager en komt deze overeen met de stroomsnelheid in de bekkens van de vispassage (rond 0,5 m/s).

Muyres (1986) geeft geen adviezen over de stroomsnelheid in de bekkens van de vispassage zelf. Algemeen wordt aangenomen dat deze lager dient te zijn dan 0,5 m/s (liefst 0,3 m/s). Dit betreft een gemiddelde stroomsnelheid die tot stand komt door het debiet door de vispassage en de natte doorsnede en dus afhankelijk is van de dimensies van de bekkens. De werkelijke situatie is dat de hoofdstroomnaad door de bekkens een aanzienlijk hogere stroomsnelheid heeft, maar dat er voldoende kalm stromende zones zijn met stroomsnelheden die variëren van praktisch 0 (langs de wanden en de bodem) tot enkele decimeters per seconde.

Met betrekking tot turbulentie en de gewenste energievernietiging stelt Muyres (1986): "De vis moet zich, zonder gevaar voor 'terugspoelen' door turbulent water, in de vistrap kunnen ophouden". En: "De afstand

tussen de drempels dient zo groot te zijn dat alle vrijkomende energie bij het verval over de drempel voor de volgende drempel vernietigd is (geen cumulatie van energie vanwege gevaar terugspoelen). De afstand wordt tevens bepaald door de lengte van de vissen en dient op grond hiervan minimaal 3 m te zijn". Om aan deze randvoorwaarden te voldoen dienen de dimensies van de bekkens, bij het ontwerpdebiet van 1,2 m<sup>3</sup>/s, voldoende groot te zijn om tot een gewenste energiedemping te komen. Als maximum voor salmiden wordt een energiedemping van kleiner dan 200 W/m<sup>3</sup> aangehouden en voor cypriniden 150 W/m<sup>3</sup> (Larinier, 1992). Voor de Vertical slot vispassage dient de energiedemping lager dan het genoemde maximum voor cypriniden te liggen.

#### E. Waterstanden en afvoeren

Vertical slot vispassages zijn tamelijk ongevoelig zijn voor wisselende waterstanden en afvoeren. Een groter of kleiner verval over de gehele vispassage verdeelt zich over alle slots waarbij daardoor slechts geringe afwijkingen tot stand komen van de ontwerpcharacteristieken. Bij een teruggestuwde afvoer (dus bij grote afvoeren waardoor het benedenpeil stijgt) wordt de lokkende werking wel minder (totale verval wordt minder, met als gevolg kleinere stroomsnelheden), maar dit geldt praktisch voor alle typen vispassages. In ieder geval relevant zijn de waterstanden waarop de vispassage dient te worden ontworpen. Er wordt bij het ontwerp normaliter geen rekening gehouden met kortdurende fluctuaties van de peilen. Door gebruik te maken van een regelbare watertoevoer in het meest benedenstrooms gelegen bekken (en dit voldoende groot te dimensioneren) kan de lokstroom op peil gehouden worden. Ook is het mogelijk om de bovenstrooms gelegen schotten tussen de bekkens beweegbaar te maken, zodat deze bij stijgende peilen benedenstrooms weggeklapt kunnen worden. Het kleiner wordende verval wordt dan over minder bekkens verdeeld zodat de lokstroom intact blijft.

#### F. Inzwem- en uitzwemopening, bodemligging

Over de positionering van de inzwem- en uitzwemopeningen en de stroomsnelheden ter plaatse is in het voorgaande al het nodige gezegd. Een belangrijk aspect met betrekking tot de inzwemopening betreft de bodemligging. De bodem van het laatste bekken van de vispassage dient zo goed mogelijk aan te sluiten bij de bodemligging van de hoofdstroom. De bodemovergang van de hoofdstroom het bekken in, dient zo geleidelijk mogelijk plaats te vinden om intrek van bodemgebonden soorten te vergemakkelijken. Over het algemeen is dit redelijk makkelijk te realiseren bij uitmonding van een vispassage onder een stuw, omdat het hier meestal gaat om redelijk beperkte dieptes. Wanneer additioneel water wordt toegevoegd in het meest benedenstroomse bekken dient dit bekken ruimer gedimensioneerd te worden zodat de energievernietiging op peil blijft. Het slot in de overgang naar de rivier kan dan ook makkelijk dieper worden gemaakt zodat er een goede aansluiting is met de bodemligging ter plaatse. In de vispassage te Lixhe bevindt zich in het laatste bekken een hoop grote stenen waarop het additionele water van bovenaf gestort wordt. Hierdoor wordt voorkomen dat vissen de extra toevoer van water als een mogelijke migratierichting gaan zien.

Met betrekking tot de bovenstroomse uitzwemopening kan het volgende worden gezegd. Muyres (1986) geeft aan dat de bovenstroomse uitmonding in een zone dient te liggen waar de stroomsnelheid lager is dan 1 m/s. Bij voorkeur is de stroomsnelheid nog iets lager en ligt deze in dezelfde orde van grootte als in de bekkens van de vispassage (0,5 m/s), zoals al eerder opgemerkt. Er kan voor worden gekozen de uitzwemopening bovenstrooms van de stuw te realiseren op voldoende afstand (40-50 m) zodat vissen bij het uitzwemmen van de vispassage niet over de stuw gespoeld worden.

#### G. Monitoring

Om de functionaliteit van de Vertical slot vispassage te kunnen toetsen, dient monitoring plaats te vinden. Het is verstandig om in de ontwerpfase al rekening te houden met monitoringsvoorzieningen, zodat later geen extra kosten moeten worden gemaakt om deze alsnog aan te brengen. In analogie met dergelijke voorzieningen in de Vertical slot vispassages te Lixhe, Iffeheim en Gambsheim zou ervoor gekozen kunnen worden een vangkooi in de vispassage aan te brengen, al dan niet gecombineerd met een observatie-ruimte met videoregistratie. Daarmee zou jaarrond monitoren tot de mogelijkheden behoren. Het aanbrengen van antennes om registratie van PIT-tags mogelijk te maken kan ook al bij de aanleg worden gerealiseerd.

Om eveneens goed beeld van de kleinere vis te krijgen is het belangrijk monitoring door middel van (fijnmazige) fuiken aan de uitzwemopening van de Vertical slot vispassage mogelijk te maken. Hiertoe dient een constructie in de vorm van een sponning (bij voorkeur ook aan de onderzijde van de uitzwemopening, zodat deze volledig visdicht kan worden afgesloten) aan te worden gebracht, waarin het frame met daaraan de fuik kan worden geplaatst. Daarnaast moeten voorzieningen als een hefinstallatie waarmee het frame en de fuik omhoog kan worden getakeld worden aangebracht, alsmede een platform/loopbrug waarvan af veilig kan worden gewerkt. De voorzieningen zoals getroffen bij de monitoring van de hevelvispassage en de bekkervispassage te Roermond (Vriese & Kroes, 2009), kunnen hierbij als voorbeeld dienen. Verder kan een detectiestation van het NEDAP Trail systeem® in de vispassage worden aangebracht, zoals dat ook het geval is in de huidige vispassages op de Maas.

#### H. Beheersaspecten

De voorziening dient het hele jaar te functioneren want vismigratie, stroomopwaarts zowel als stroomafwaarts, vindt het hele jaar door plaats en verschilt per soort (trek naar paai-, voedsel-, opgroei- en overwinteringsgebied). Dit is een logische eis vanuit de vismigratie. Het impliceert dat de watervoorziening voor de vistrap voorrang krijgt boven die van de andere kunstwerken ter plaatse, een en ander te incorporeren in een nieuw beheerplan voor het totale complex. Vanuit het oogpunt van de waterhuishouding en het onderhoud dient de Vertical slot vispassage afsluitbaar gemaakt te worden. Onderhoud aan de vispassage dient minimaal twee keer per jaar plaats te vinden (vroeg voorjaar en voor de winter), waarbij de vispassage wordt droog gezet en geïnspecteerd. Vuil en slib moet hierbij worden verwijderd. Maandelijks dient de vispassage visueel nagelopen te worden, omdat Vertical slot vispassages relatief gevoelig zijn voor verstoppingen in de slots. Deze vallen op het oog makkelijk te constateren waarna deze verholpen kunnen worden.

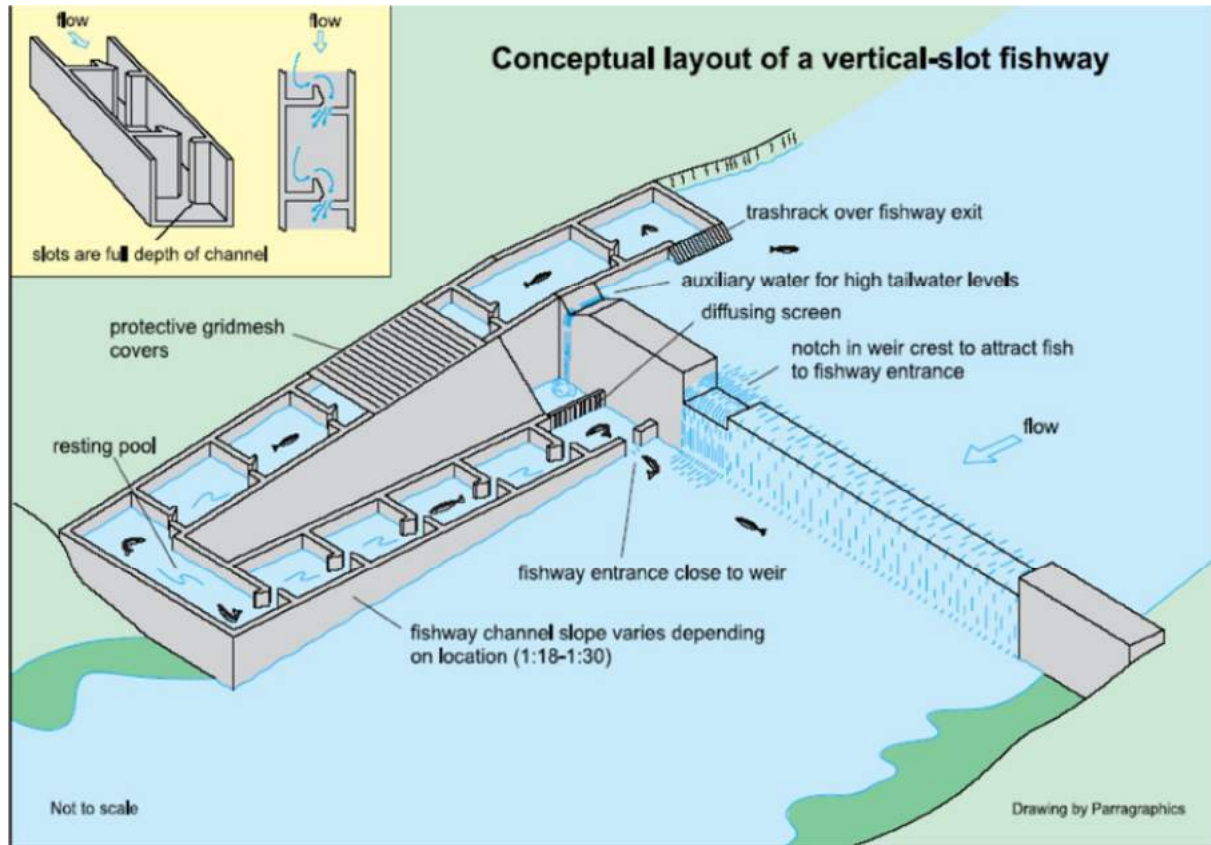
#### **Algemene rekenregels ontwerp Vertical slot vispassage**

De Vertical slot vispassage is oorspronkelijk ontwikkeld in Canada en Noord-Amerika en zeer uitgebreid toegepast (Clay, 1961; Bell, 1973; 1986, Rajaratnam *et al.*, 1986), zowel binnen de V.S. als daarbuiten. De basis is een betonnen goot die onder een vaste hellingshoek van bovenstrooms naar benedenstrooms van een barrière loopt (zie Figuur 76). Vriese (2010) geeft meer voorbeelden van Vertical slot vispassages.

In de literatuur worden diverse ontwerpen van Vertical slot vispassages beschreven. Naast ontwerpen met dubbele slots ook ontwerpen met enkele slots, ofwel aan één zijde van de vispassage of wel afwisselend (van zijde naar zijde verspringend). Katopodis in Komura (1991) geeft een uitgebreid overzicht van 16 verschillende ontwerpen met eigen debietformules. Daarnaast verschillen de ontwerpen in geringe mate als het gaat om lengte en breedte van de bekkens (meestal een veelvoud van de spleetbreedte), de dimensies



van de 'deflecting' of 'stopping blocks', het wel of niet hebben van afgeronde hoeken, dan wel de vormgeving van de tussenwanden (wel of geen haakvormige extensie, zie Figuur 77).



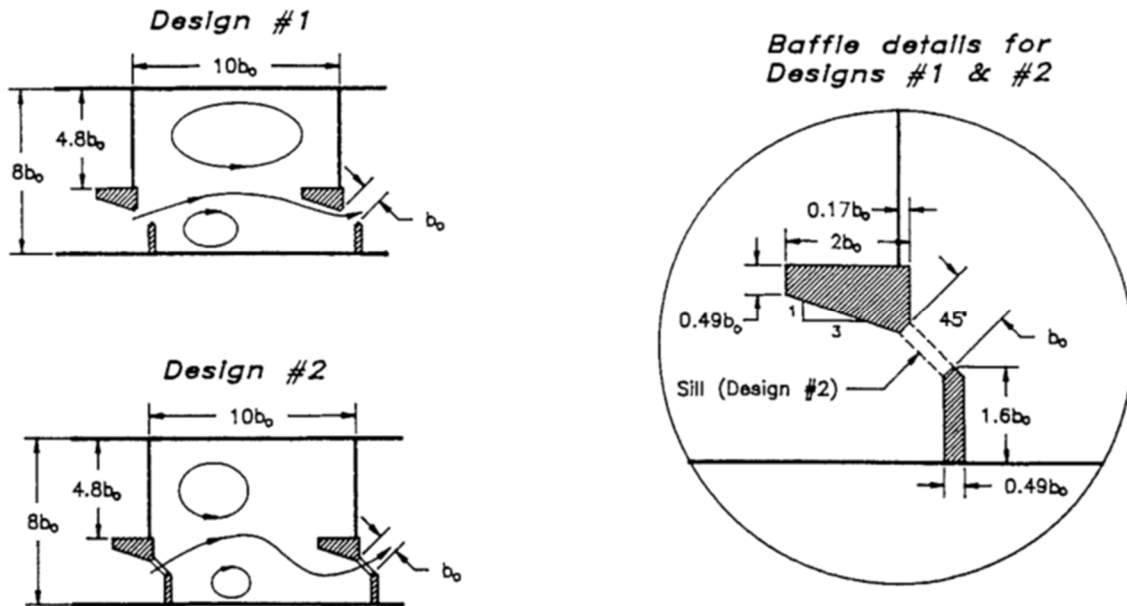
**Figuur 76** Schets van een Vertical slot vispassage (Bron: Thorncraft & Harris, 2000).

De verschillende debietformules zijn geschikt voor ontwerpdoeleinden en verschillen slechts in geringe mate (tot 10% van het debiet). De eenvoudigste vorm van een debietformule is:

$Q = C * b * y_o * \sqrt{2g * \Delta h}$  waarin:  
 $Q$  = debiet [ $m^3/s$ ];  
 $C$  = afvoercoëfficiënt [-];  
 $b$  = slotbreedte [ $m$ ];  
 $y_o$  = waterdiepte in het slot [ $m$ ];  
 $g$  = zwaartekrachtversnelling =  $9,81$  [ $m/s^2$ ];  
 $\Delta h$  = verval van bekken tot bekken [ $m$ ].

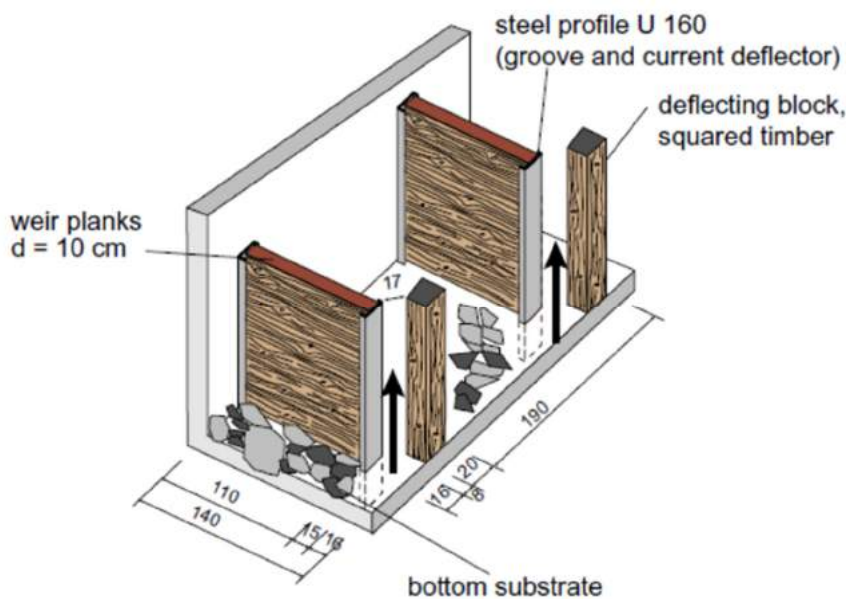
De afvoercoëfficiënt of contractiecoëfficiënt is variabel en afhankelijk van de ruwheid etc. Katopodis in Komura (1991) laat deze variëren met de waterdiepte en hanteert  $0,72 < C < 0,82$  voor  $0,40 < y_o < 2,0$ . Anderen w.o. Andrew (1990) hanteren voor het hele bereik  $C = 0,70$ . De gemiddelde stroomsnelheid in een slot bedraagt:  $V_{gem} = C * \sqrt{2g * \Delta h}$ . De Vertical slot vispassages worden veelal aangelegd onder een vaste hellingshoek (alleen onderbroken in rustbekkens), waarbij 1:25 (4%) veel wordt gehanteerd. Rajaratnam *et*

al. (1991) geeft een veelvoud van ontwerpen (18), waarbij in Figuur 77 de verhoudingen tussen de verschillende afmetingen (w.o. lengte, breedte etc.) in een optimale Vertical slot vispassage worden weergegeven (ontwerpen 1 en 2 met als minimaal verschil een drempeltje in het slot).



**Figuur 77** Ontwerpen 1 en 2 uit Rajaratnam et al. (1991).

Het ontwerp kan ook veel minimalistischer worden uitgevoerd waarbij bijvoorbeeld alleen sprake is van gedeeltelijke dwarswanden in een betonnen goot. Veelal worden Vertical slot vispassages in beton uitgevoerd, maar andere toepassingen met bijvoorbeeld hout zijn ook mogelijk en wellicht goedkoper (zie Figuur 78). De bodem van de bekken dient voorzien te zijn van grof substraat, een laag (vastgelegde) stortsteen met afwisselend gepositioneerde grotere stenen (diameter 20-30 cm).



**Figuur 78** Ontwerp voor een Vertical slot vispassage met de toepassing van hout (FAO, 2002).

In Vriese (2010) wordt een ontwerp gegeven voor een Vertical slot vispassage bij Borgharen. Deels wordt dit ontwerp hieronder weergegeven. Het ontwerp hield destijds rekening met een aldaar te realiseren waterkrachtcentrale waardoor sprake was van een grote benedenstroomse diepte en enorme diepteligging van de meest benedenstrooms gelegen bekkens. Als er geen waterkrachtcentrale komt is een dergelijke diepe ligging niet noodzakelijk.

**Tabel 57** Principe ontwerp Vertical slot vispassage te Borgharen.

Principe ontwerp Vertical slot vispassage te Borgharen	
Ontwerpdebiet in de vispassage	1,2 m <sup>3</sup> /s
Totaal debiet lokstroom	4,0 m <sup>3</sup> /s
Additioneel lokstroom debiet	2,8 m <sup>3</sup> /s
Totaal verval vistrap	5,85 m
Verval per bekken	0,15 m
Slotbreedte	0,40 m
Bekkenlengte	3,9 m (± 10 x slotbreedte)
Bekkenbreedte	2,9 m (± 7 x slotbreedte)
Waterdiepte in de bekkens	2,0 m
Hellingshoek	4% (1:25)
Contractiecoëfficiënt	±0,82
Stroomsnelheid slot	1,5 m/s
Stroomsnelheid bekken	0,20 m/s
Aantal bekkens	38
Lengte vispassage	148 m (bij benadering)
Energie*	1777 W
Volume bekken	22,6 m <sup>3</sup>
Energieverniepiging**	79 W/m <sup>3</sup>
*: (1000*9,81*debiet*verval per bekken)	
**: (Energie / Volume)	

Afhankelijk van de gekozen materialen, vormgeving en resulterende contractiecoëfficiënt kan het debiet door de vispassage enigszins anders uitpakken. Tevens dient met de lokale omstandigheden rekening te worden gehouden, beste situering inzwemopening, uitzwemopening, beschikbare ruimte etc. De vispassage kan gevouwen worden uitgevoerd (zoals bij de vispassage in Doesburg, zie Figuur 79) of zelfs meerdere malen gevouwen, afhankelijk wat ter plaatse de beste oplossing is. Het bekken aan het uiteinde van de vouw kan groter worden gedimensioneerd (ongeveer 6 m lang) met een vlakke bodem en dienen als rustbekken.

### Globale kostenraming nieuwe vispassages

Als uitgangspunt kunnen de kostenramingen dienen van twee recent tot stand gekomen vispassages en wel de Vertical slot vispassage te Doesburg en die bij gemaal Kandia. De vispassage te Doesburg kent 54 bekkens en is de grootste in Nederland. De vispassage bij gemaal Kandia heeft een 27 tal bekkens. Het investeringsbudget voor vispassage Doesburg was € 3.895.00,- en het budget voor vispassage Kandia was € 2.200.000,- (beide bedragen inclusief BTW). Uiteindelijk zijn de kosten voor vispassage Doesburg opgelopen tot meer dan 5 miljoen, door onvoorziene omstandigheden. De kosten per bekken bedragen voor vispassage Doesburg (op basis van het investeringsbudget): € 72.130,- (incl. BTW) en voor vispassage Kandia € 81.481,- (incl. BTW). Globaal kan gerekend worden met kosten van € 80.000,- per bekken van de aan te leggen vispassage. Hop (2014) geeft de karakteristieken weer van de bestaande vispassages op de Maas. Aan de hand van het aantal benodigde bekkens kan vervolgens een grove kostenraming worden uitgevoerd.

## Kostenraming voor nieuwbouw vispassages op de Maas

Vispassage	Borgharen	Linne	Roermond	Belfeld	Sambeek	Grave	Lith
Aantal bekkens	31	16	16	16	15	16	19
Kosten	€ 2.480.000	€ 1.280.000	€ 1.280.000	€ 1.280.000	€ 1.200.000	€ 1.280.000	€ 1.520.000



**Figuur 79** Vertical slot vispassage te Doesburg (bron: Waterschap Rijn en IJssel).

## 7.3 VISVRIENDELIJK STUWBEHEER

In paragraaf 5.1.3 is de essentie van het visvriendelijke stuwbeheer al uitgelegd. In principe komt het er op neer dat de Stoney schuiven zodanig worden ingesteld dat de migratielimiet lijn zich ter hoogte van de vistrap bevindt. Bij geringe afvoeren kan het merendeel van de afvoer over het naast de vistrap gelegen Stonyedeel gestuurd worden. Hierdoor zal de stroomsnelheid aan de zijde van de vistrap een piek vertonen en is de verwachting dat vissen langs de stromingspiek een weg stroomopwaarts zoeken en vervolgens in de vistrap belanden. Als de afvoer over de Stoney's toeneemt, zal er meer water over de rechter Stoney gelost moeten worden. Meer afvoer over de linker Stoney zou immers betekenen dat de stroomsnelheden voor de monding van de vistrap te hoog worden en de migratielimiet overschrijden. Bij matige afvoeren (circa 200-300 m<sup>3</sup>/s) zal een deel van de Poiréedelen op de eerste rij weggehaald worden. Ook in deze situatie kunnen de Stoney's zo ingesteld worden dat de migratielimietlijn zich ter hoogte van de vistrap bevindt. Bij hogere afvoeren (>400 m<sup>3</sup>/s) wordt de invloed van het water dat via de Poiréedelen wordt afgevoerd steeds hoger doordat steeds meer Poiréedelen verwijderd worden. Ook zal de monding van de vistrap ten gevolge van de waterstandstijging overstromen. Bij dergelijke hoge afvoeren zijn de mogelijkheden voor op vismigratie gericht beheer beperkt (Kranenbarg & Kemper, 2006).

Tabel 58 geeft een overzicht van de instellingen van het stuwcomplex wanneer er op vismigratie gericht stuwbeheer plaatsvindt. **De kosten van het invoeren van het visvriendelijk stuwbeheer zijn beperkt tot de instructie van het sluispersoneel.**

**Tabel 58** Instellingen van de stuw bij op vismigratie gericht stuwbeheer (uit: Kranenbarg & Kemper, 2006)

HUIDIG BEHEER		OP VISMIRATIE GERICHT BEHEER					
Slinks = Srechts		0-3 poirrees		4-6 poirrees		7-9 poirrees	
huidig	huidig	Slinks	Srechts	Slinks	Srechts	Slinks	Srechts
1070	1070	1065	1075	1065	1075	1065	1075
1065	1065	1055	1075	1055	1075	1055	1075
1060	1060	1045	1075	1045	1075	1045	1075
1055	1055	1035	1075	1035	1075	1035	1075
1050	1050	1025	1075	1025	1075	1025	1075
1045	1045	1015	1075	1015	1075	1015	1075
1040	1040	1005	1075	1005	1075	1005	1075
1035	1035	995	1075	995	1075	995	1075
1030	1030	985	1075	985	1075	985	1075
1025	1025	975	1075	975	1075	975	1075
1020	1020	965	1075	965	1075	965	1075
1015	1015	965	1065	955	1075	955	1075
1010	1010	965	1055	955	1065	945	1075
1005	1005	955	1055	955	1055	945	1065
1000	1000	955	1045	955	1045	945	1055
995	995	955	1035	955	1035	945	1045
990	990	955	1025	955	1025	945	1035
985	985	950	1020	950	1020	940	1030
980	980	950	1010	950	1010	940	1020
975	975	950	1000	950	1000	940	1010
970	970	945	995	945	995	935	1005
965	965	945	985	945	985	935	995
960	960	945	975	945	975	930	990
955	955	940	965	940	970	930	980
950	950	940	960	940	960	925	975
945	945	940	950	935	955	925	965
940	940	945	935	935	945	920	960
935	935	945	925	935	935	920	950
930	930	945	915	930	930	915	945
925	925	945	905	930	920	915	935
920	920	945	895	930	910	915	925
915	915	945	885	930	900	910	920
910	910	945	875	930	890	910	910
905	905	945	865	930	880	910	900
900	900	945	855	930	870	900	900
895	895	945	845	930	860	900	890
890	890	945	835	930	850	900	880
885	885	945	825	930	840	900	870
880	880	945	815	930	830	900	860
875	875	945	805	930	820	900	850
870	870	935	805	930	810	900	840
865	865	925	805	920	810	900	830
860	860	915	805	910	810	900	820
855	855	905	805	900	810	890	810
850	850	895	805	890	810	880	810
845	845	885	805	880	810	870	810
840	840	875	805	870	810	860	810
835	835	865	805	860	810	850	810
830	830	855	805	850	810	840	810

## 7.4 VISVEILIGE WKC'S EN TURBINES

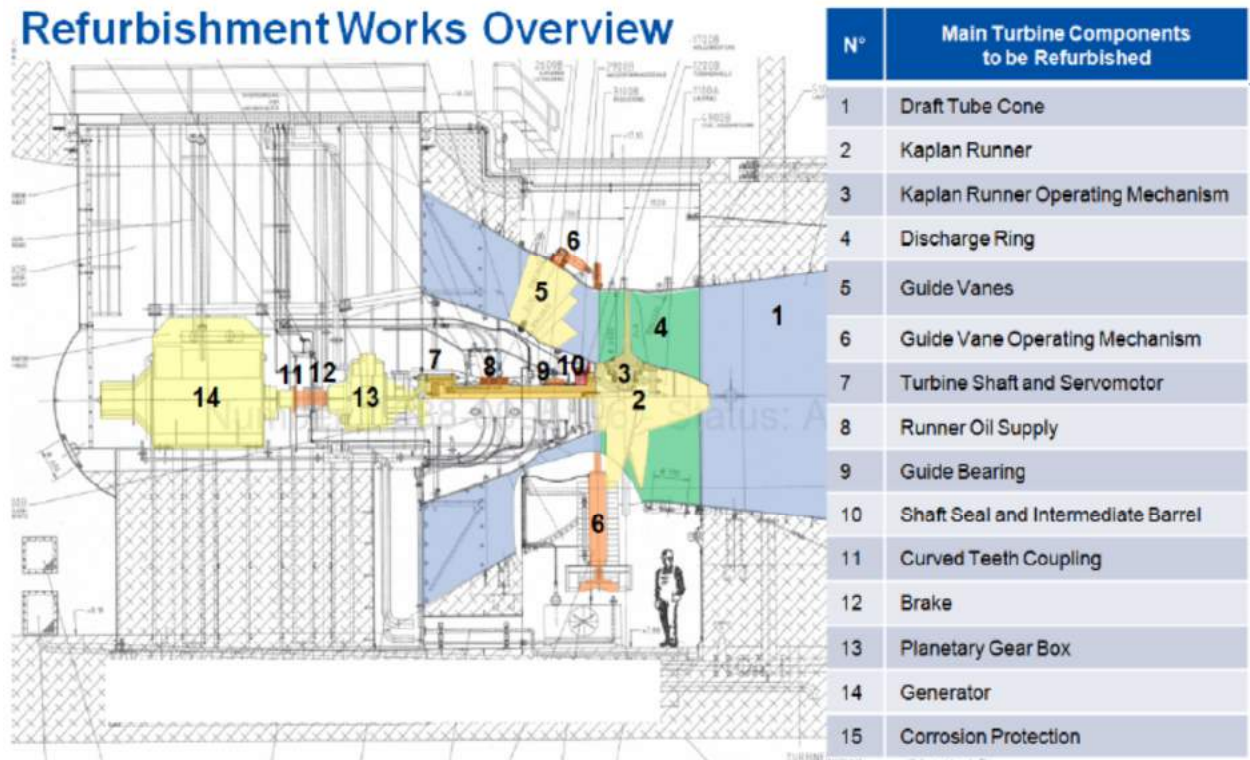
De connectiviteit kan worden verbeterd als er bij de bestaande WKC Linne en Lith visveilige turbines worden geïnstalleerd of als deze WKC's worden vervangen door nieuwe visveilige WKC's. Een aantal jaren geleden is voor WKC Linne verkend of visveilige turbines geïnstalleerd konden worden. In Van Berkel *et al.* (2014) zijn de kosten voor de ombouw van één turbine naar een visveilige turbine bij WKC Linne doorgerekend op basis van een standaardaanbieding. De standaardaanbieding voor renovatie bevat de componenten zoals weergegeven in Tabel 59.

*Tabel 59* Scope van de aanbieding voor de renovatie van één turbine te Linne.

<b>Scope of delivery Renovation 1 pcs turbine HPP linne</b>	
<b>1. Performance assessment and comparison with the existing turbine:</b>	
1.1	Measurement of the existing turbine (rotor) geometry
1.2	Implementation of turbine geometry in Ansys CFX CFD-program
1.3	Determination of existing turbine performance (Annual Energy yield on the basis of an appropriate Hill Chart)
1.4	Comparison of the performance (energy yield) for the existing and newly-proposed turbine.
1.5	Report
<b>2. Delivery of system components</b>	Manufacturing/delivery of hardware, including: Engineering, shop assembly, balancing
2.1	Turbine Runner
2.2	Rotor housing (discharge ring)
2.3	Generator and frequency inverter/ control if applicable
2.4	If needed, servomotor, shaft, bearings, gearbox
<b>3. Transportation</b>	
3.1	To the site (Linne)
<b>4. Site works, Installation</b>	
4.1	All new components, including removal of existing components, incl. tooling, cranes, scaffolding <i>e.t.c.</i>
<b>5. Testing and commissioning</b>	
5.1	Re-programming control software
5.2	Dry-testing
5.3	Wet testing (leakage)
5.4	Operation: synchronisation, power production.
5.5	Report, Installation and user manuals

Vorbereidend werk is onderdeel van de aanbieding. Dit houdt in dat er een schaafeffect is: bij de aanschaf van meerdere turbines wordt de prijs per turbine lager. Bij een visveilige versie wordt de renovatie uitgevoerd met duurdere en gemodificeerde onderdelen. De standaard kosten voor renovatie komen uit op € 1.775.000,- voor onderdelen en € 395.000,- voor arbeid. De totale extra kosten voor de visveilige turbine zijn gebaseerd op extra kosten voor onderdelen en arbeid. Zo wordt de standaard rotor vervangen door een visveilige rotor en wordt de standaard afvoering vervangen door een cilindrische MGR (Minimum Gap

Ring). De totale kosten om tot één visveilige turbine komen dan uit op 4,3 miljoen euro. Figuur 80 geeft het overzicht van de werkzaamheden bij renovatie van één turbine te Linne.



**Figuur 80** Overzicht van de werkzaamheden bij renovatie van één turbine te Linne

Er is in 2018 vergunning verleend voor het ombouwen van twee turbines naar twee visveilige turbines van Pentair Fairbanks Nijhuis bij WKC Linne. Helaas concludeerde RWE dat de technische risico's van ombouw en de kosten die hiermee gemoeid waren veel hoger waren dan voorzien in Van Berkel *et al.* (2014). Ondanks de verleende vergunning heeft RWE daarom afgezien van het installeren van deze turbines en besloten om een experiment uit te voeren met EWS smolts en schieraal (Migromat®).

## 7.5 NADERE UITWERKING STUWPASSERENDE NEVENGEUL

### Inleiding

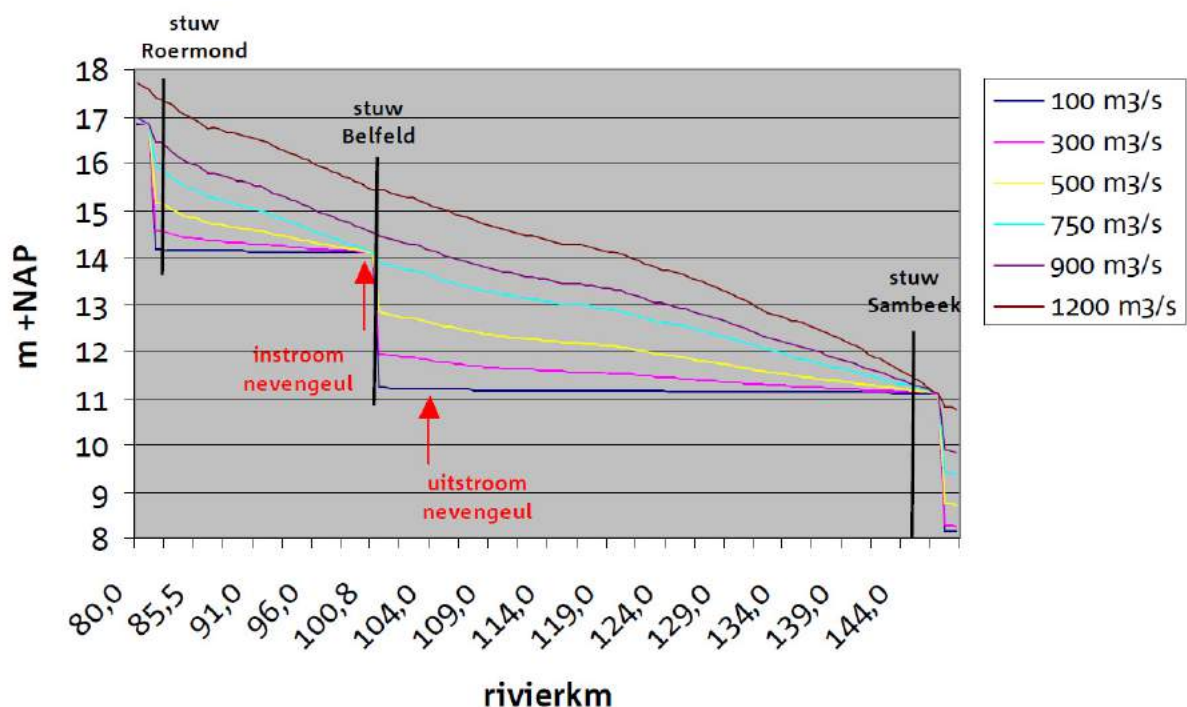
Door de aanleg van een stuwpasserende nevengeul wordt als het ware een kleine natuurlijke nevenrivier naast de hoofdgeul gelegd. Uiteraard is dit geen complete nevenrivier en zijn de dimensies veel kleiner dan die van de Maas zelf, maar dat neemt niet weg dat over een aanzienlijke lengte de natuurlijke rivierdynamiek weer enigszins terug wordt gebracht die door de normalisatie en kanalisatie geheel verloren is gegaan (DLG, 2007a). Met de stuwpasserende nevengeul ontstaat er lokaal een traject met ondiep stromende omstandigheden in een bedding met een slingerend verloop en een asymmetrisch profiel, en aan stromend water verbonden processen zoals erosie en sedimentatie en variaties in afvoer en stroomsnelheid (Termes & Maas, 2011). Het streefbeeld is dat van een zo vrij mogelijk meanderende en eroderende geul met kleine zandbanken en steile oevers te midden van stroomdalruigten en struwelen.

Permanent stromende nevengeulen zijn belangrijk voor het ecologisch functioneren van de Maas omdat ze:

- karakteristieke processen als erosie, sedimentatie en meandering terugbrengen;
- ondiep stromend water bevatten, met een grote variatie in stroomsnelheden;
- karakteristieke, riviergebonden milieus bevatten als zand/grindbanken en steilranden;
- belangrijk leefgebied vormen voor riviergebonden en stroomminnende flora en fauna;
- de ecologische corridorfunctie van de rivier versterken.

Een complicerende factor bij het ontwerp van de stuwpasserende nevengeulen is de stuw: enerzijds beperkt die de dynamiek van de nevengeul, anderzijds moet voorkomen worden dat de nevengeul ongewenste effecten heeft op de bovenstroomse waterstanden. Ook moet de nevengeul bij (zeer) hoge afvoeren 'meewerken' om het water vlot af te voeren en zeker niet verhinderen (Termes & Maas, 2011).

De stuwen in de Zandmaas veroorzaken grote verschillen in waterstandsdynamiek binnen een stuwband (DLG, 2007a; 2007b). Benedenstrooms van de nevengeul stijgen de waterstanden zodra de Maasafvoer ongeveer boven de gemiddelde waarde komt (vanaf ca 200 m<sup>3</sup>/s). Echter, in het bovenstroomse stuwband stijgt de waterstand maar zeer zelden. Pas bij een hoge afvoer (afhankelijk van de locatie vanaf 900 tot 2000 m<sup>3</sup>/s), als de stuw getrokken is, begint hier de waterstand te stijgen. Dit ongelijke peilverloop is een belangrijk gegeven voor het ontwerp van de nevengeul. Bij lage afvoeren is het peilverval over de nevengeul immers groter dan bij hoge rivierafvoeren (zie Figuur 81).



**Figuur 81** Waterstanden bij de instroom en uitstroomopening van een nevengeul bij verschillende afvoeren van de Maas, in dit geval nevengeul Baarlo/ Belfeld-West (DLG, 2007a).

In dit hoofdstuk is een principe ontwerp voor een stuwpasserende nevengeul uitgewerkt. Hierbij is gebruik gemaakt van de inzichten bij het ontwerp en realisatie op de volgende locaties:



- Junne in de Overijsselse Vecht (Termes & Maas, 2011) (gerealiseerd);
- Bosscherveld/ Borgharen (gerealiseerd);
- Stadsweide Roermond (gerealiseerd);
- Baarlo/ Belfeld-West (DLG, 2007a);
- Afferden/ SambEEK-Oost (DLG, 2007b).

Van de door DLG ontworpen geulen zijn inrichtingsplannen opgesteld met veel informatie over de uitgangspunten en de verwachte effecten. Een deel van deze informatie is hierna samengevat. Zie ook: <https://edepot.wur.nl/80941> en <https://edepot.wur.nl/80779>.

## Aandachtspunten voor het ontwerp

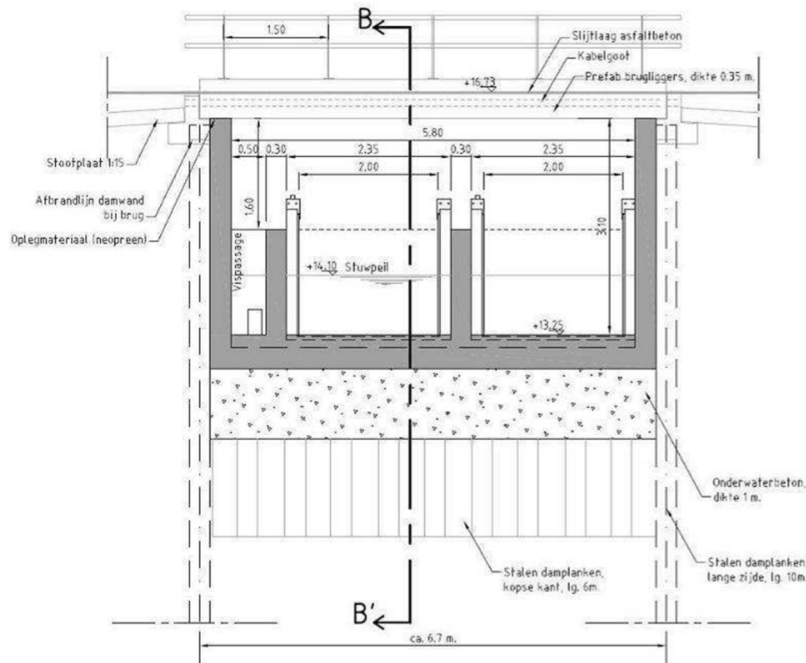
Algemeen:

- Bij het ontwerp worden steeds oplossingen gezocht die zo dicht mogelijk aansluiten bij het natuurlijke karakter van gebied en nevengeul. De ecomorfologische nevengeul is een dynamische geul waarin alle processen voorkomen die kenmerkend zijn voor een langzaam stromende laaglandrivier op zand. Een dynamische nevengeul heeft de volgende kenmerken (Termes & Maas, 2011):
  - een natuurlijke morfologie;
  - een natuurlijke variatie in debiet en waterstanden;
  - een natuurlijke variatie in stroomsnelheden;
  - vrij erodeerbare oevers en ruimte/potenties voor sedimentatie op de oevers door en na inundatie van de rivierdalvlakte;
  - sedimenttransport door de geul.
- De nevengeul en het inlaatwerk zijn vispasseerbaar. Het ontwerp van de geul is echter primair afgestemd op de geomorfologische ontwerpprincipes (zie ook bij 'geul'). Dit is vooral relevant voor de locatie van de uitstroom van de geul en de aansluiting van de uitstroom op de rivier. De eisen voor de stroomopwaarts gerichte vismigratie (dicht bij de stuw, loodrechte uitstroom) zijn hier tegenstrijdig met de geomorfologische ontwerpprincipes (wegens benodigde lengte vaak ver van de stuw, uitstroom onder flauwe hoek). Door stroomopwaartse migratie niet tot primair doel te verheffen, ontstaan er meer mogelijkheden voor morfologische processen als motor voor de ontwikkeling van de nevengeul.

Inlaatwerk:

- Verzanding van de inlaat of te veel insnijding van de nevengeul aan de bovenzijde moet worden voorkomen. Een parallelle aantakking van de nevengeul aan de hoofdgeul met een schephoofd maakt een probleemloze verdeling van water en sediment tussen rivier en nevengeul mogelijk;
- Met een peilregulerend inlaatwerk aan de bovenstroomse zijde van de nevengeul is het debiet door de nevengeul te regelen. Dit is met name nodig om (seizoens)variatie aan te brengen in de afvoer; het waterpeil in het bovenstroomse pand is namelijk een groot deel van de tijd hetzelfde. Bij Junne is gekozen voor een brede inlaatdrempel (regelbaar) met 'vertical slot' (klep) op het niveau van het zomerstuwpeil, zodat het debiet door de nevengeul maximaal reageert op, en mee varieert met, de geringe peilverschillen op de rivier. Voor de Maas heeft DLG door Haskoning een inlaatwerk laten ontwerpen dat juist vrij smal is om de afvoer niet te groot te laten worden. Ten behoeve van de vispassage is daarom een aparte vispassage geïntegreerd (zie Figuur 82). Een regelbaar inlaatwerk biedt de mogelijkheid de nodige afvoervariatie in de geul te realiseren alsmede de morfologische ontwikkeling te beïnvloeden mocht het nodig zijn dit proces bij te sturen;

- Het inlaatwerk maakt een wisselend debiet in de nevengeulen mogelijk, waarbij de natuurlijke schommelingen in de Maasafvoer zoveel mogelijk worden gevolgd (actief stuwbeheer). Schommelingen als gevolg van scheepvaart en hydropieken moeten daarentegen weer zoveel mogelijk worden tegengegaan. Ook moeten zomer- en winterpeil niet bepalend zijn voor de afvoer door de geul, maar moet dit een afgeleide zijn de Maasafvoer.



**Figuur 82** Afbeelding inlaatconstructie, door Haskoning ontworpen in opdracht van DLG (DLG, 2007).

## Geul:

- Voor de stroomminnende soorten en het tegengaan van verslibbing is de aanwezigheid van voldoende stroming gedurende het hele jaar cruciaal;
- Het ontwerp van de geul is gebaseerd op geomorfologische ontwerpprincipes, zoals bijvoorbeeld toegelicht in Makaske *et al.* (2020). Hierbij worden de loop, geulbreedte en geuldiepte afgestemd op de afvoer, terrehelling en samenstelling van de bodem en oevers (bodem materiaal);
- Er wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van oude meanders en bestaande laagtes in het landschap;
- De nevengeul krijgt de mogelijkheid het te graven profiel via erosie en sedimentatie op een natuurlijke wijze aan te passen. Om dat dynamische proces te stimuleren wordt een variatie in opbouw en breedte van het profiel aangebracht;
- Omdat de aanvoer van sediment vanuit het - zelden stromende - bovenstroomse stuwpaand gering is, moet er rekening mee gehouden worden dat de sedimentbalans in de nevengeul een groot deel van het jaar negatief zal zijn; er wordt meer zand en klei afgevoerd dan aangevoerd. Van dit gegeven kan ook gebruik gemaakt worden door de nevengeul bij aanvang 'krap' te dimensioneren, waarna het water zelf zorgt voor een bijpassende bedding;
- Voor de instandhouding van ondiep stromend zomerbed is het van belang dat op termijn de sedimentstromen in balans zijn, dat wil zeggen dat de afvoer en aanvoer van sediment jaarrond in dezelfde orde van grootte liggen. Omdat er naar verwachting altijd sprake zal zijn van netto erosie, zal het, na een

initiële fase waarin de geul haar profiel zelf vorm geeft, nodig zijn om structureel sediment toe te voegen op een bovenstrooms gelegen locatie (zandsuppletie of grindsuppletie) (Reeze *et al.*, 2020).

Uitlaatwerk:

- Een uitlaatwerk is bij de geulen in de Maas niet nodig, de geul mondt vrij uit in het benedenstroomse stuwpland. De bodem en oevers zijn hier onbeschermd. Bij aanvang kan de nevengeul op enige hoogte boven het stuwpeil van het benedenstroomse pand worden aangelegd. Bij aanvang zal er dan een wattervalletje zijn, maar uit berekeningen door DLG blijkt dat dit verval al na een half jaar door terugschrijdende erosie is weggewerkt.

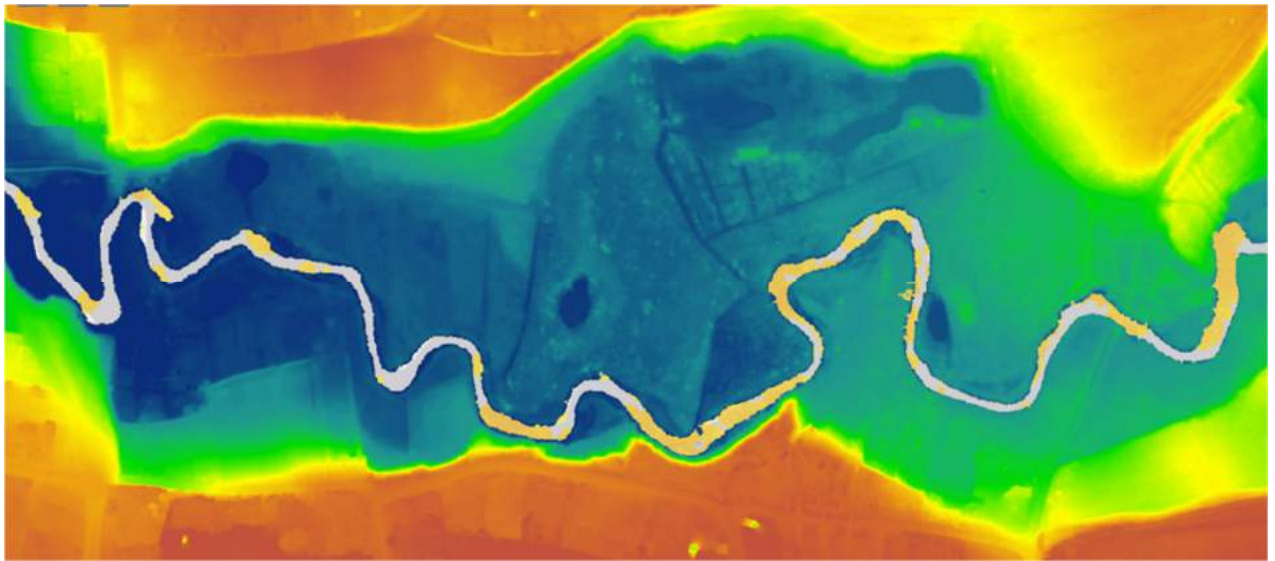
### ***Algemeen beeld van de stuwpasserende nevengeul***

De stuwpasserende nevengeul ligt in het Maasdal, maar heeft een heel andere karakteristiek dan de Maas zelf en ook van andere wateren die langs de Maas te vinden zijn, zoals nevengeulen en beken. Dit leidt tot de volgende ecomorfologische kenmerken:

- Het verval over de trajecten is groot (orde 3 tot 5 meter) en de lengte beperkt (orde 1,5 tot 5 km). Voor de eerder door DLG voor de Maas uitgewerkte stuwpasserende nevengeulen is uitgegaan van een bodemhoogte van de nevengeul op 80 cm onder het bovenstroomse stuwpeil en een uitmonding op ca 30 cm onder het benedenstroomse stuwpeil. Dit betekent dat het verhang over het traject varieert van 40 cm/km bij de langere geulen tot 150 cm/km bij de kortste. Ter vergelijking, de Maas heeft in de gestuwde trajecten een verhang dat varieert van 10 tot 12 cm/km. Het verhang over het traject van de stuwpasserende nevengeul is dan ook te vergelijken met dat van bijvoorbeeld de Swalm buiten het Maasdal voor de lagere waarden, tot de Limburgse Geul voor de hogere waarden. Een interessante referentie voor een aangelegde stromende waterloop in het Maasdal is het Geldernsch Nierskanaal dat een verval heeft van 6 m in 2,5 km;
- Het grote verval kan aanleiding zijn om, in ieder geval in de kortere geulen, de lengte van de bedding te vergroten om de instroom van water niet te veel te hoeven beperken om daarmee het risico op al te sterke erosie te voorkomen. Dit kan door de bedding meanderend aan te leggen. Het is daarbij van belang de sinusiteit en de meandergolflengte af te stemmen op het debiet dat door de geul wordt afgevoerd en het uiteindelijke bodemverhang;
- Vanwege het grote verhang is de Maas als referentie voor de stuwpasserende nevengeul niet bruikbaar. Beter is het daarom om te rade te gaan bij kleinere stromende wateren in het Maasdal zoals die een verhang hebben dat in de buurt komt van het verhang in de stuwpasserende nevengeul. Ter indicatie enkele voorbeelden: Limburgse Geul ca. 2,5 m/km, Geldernsch-Niers Kanaal 2,5 m/km, Swalm ca. 2 m/km Swalm, Leubeek ca. 1 m/km, Grootte Molenbeek 1 m/km. Hierbij gaat het dan om het verhang over het dal. Omdat de bedding vaak meandert kan het verhang over de bedding soms een factor 2 of meer kleiner zijn (zie Figuur 83);
- Het debiet door de geul is afgestemd op het ontwikkelen van een geschikte stroomsnelheid passend bij een laaglandrivier (bv tussen 0,3 en 0,8 m/s met uitschieters tot 1,0 m/s), waarbij een aandachtspunt is dat er niet teveel erosie optreedt. Door DLG is voor het ontwerp van de stuwpasserende nevengeul van Sambeek-Afferden, met een natte doorsnede van 5 m<sup>2</sup>, uitgegaan van ca 1% van de Maasafvoer met een maximum van 10 m<sup>3</sup>/s (DLG, 2007);
- Bij de hierboven genoemde voorbeelden van beken varieert de afvoer tijdens lage zomerafvoeren van 0,2 tot 0,5 m<sup>3</sup>/s. De jaargemiddelde afvoeren bedragen zo'n 1,5 tot 2,5 m<sup>3</sup>/s, alleen bij de Geul zijn ze

hoger met ca. 4 m<sup>3</sup>/s. De hoogwaterafvoeren zijn nog een orde groter, maar dan vindt ook veel sedimenttransport plaats en die situatie is daarom niet van toepassing voor de stuwpasserende nevengeulen omdat het sedimenttransport daar juist klein moet zijn;

- De erosie van de bodem is, naast de stroomsnelheid, ook afhankelijk van het type substraat dat in de ondergrond van de weerden van de Maas aanwezig is. Veelal is dat grof grindrijk zand, maar lokaal zijn er ook fijnzandige lagen. Als er grind in de ondergrond aanwezig is, mag er vanuit worden gegaan dat na verloop van tijd een afpleisterlaag ontstaat, die de bodemerosie zal afremmen. Uit onderzoek van DLG blijkt dat de nevengeul van Belfeld vooral in een kleiige bodem ligt en die van Sambeek-Afferden deels. De verwachte erosie in deze geulen zal daarom beperkt zijn is de inschatting van DLG;



**Figuur 83** Hoogtekaart van het dal van de Swalm, met daarin de sterk meanderende loop van deze beek. De bedding van deze zijbeek van de Maas geeft een goede indruk hoe, door bij de stuwpasserende nevengeul te kiezen voor een meanderende loop, het verhang over de bedding kan worden verminderd. Dit maakt het mogelijk om een wat groter debiet door te laten zonder dat al te veel erosie optreedt.

- Laterale erosie is een wenselijk proces. Hierbij komt vers sediment beschikbaar dat de bedding voedt en zich verzamelt in zand- en grindbanken en zo voor variatie zorgt. De mate van laterale erosie kan gestuurd worden door de maatvoering en vorm van de bedding bij aanvang en door het debiet via het inlaatwerk daarop af te stemmen. De nevengeulen die voor Belfeld en Sambeek-Afferden zijn ontworpen hebben een bodembreedte van ca 7,5 m en taluds van 1:2, wat in dat geval leidt tot een boven breedte van ca 12 – 14 m (DLG, 2007). Afhankelijk van de bodemopbouw kan er voor gekozen worden om bij aanwezigheid van een kleiige deklaag de oevers in ieder geval in de buitenbochten loodrecht aan te leggen. De binnenbochten kunnen dan wel flauwer worden aangelegd;
- Als uitgangspunt voor stuwpasserende nevengeulen met een hoofdzakelijke zandige bodem kan voorlopig uitgegaan worden van een gemiddeld debiet van zo'n 0,5 tot 1,5 m<sup>3</sup>/s bij de locaties met een kort traject en 1,5 tot 2,5 m<sup>3</sup>/s bij de langere trajecten. Als voor een grovere, grindige bodem wordt gekozen in de aanlegfase kan een hoger debiet worden doorgelaten. Een andere stuurknop is de lengte van de bedding, als bijvoorbeeld wordt gekozen voor een sterk meanderende bedding zoals de Swalm (zie Figuur 83) dan zal het verhang over de bedding verminderen en is een groter debiet mogelijk zonder dat al te veel erosie optreedt. Het gaat hierbij om een ruwe inschatting van het debiet. In het vervolg

zal dit verder uitgewerkt moeten worden en door middel van een berekening nauwkeuriger moeten worden bepaald.

### *Gelderensch Nierskanaal.*

*Een interessante casus waarin de effecten van morfodynamiek en hydrodynamiek in het Maasdal zichtbaar zijn is het Gelderensch Nierskanaal (GNK). Deze watergang is in 1770 aangelegd als een doorsteek om Nierswater af te voeren naar de Maas. In de laatste 2,5 km overbrugt de bedding een hoogteverschil van ca. 6 meter. De bodem en oevers van het GNK zijn nooit vastgelegd geweest en als gevolg van het grote verhang is de morfodynamiek er groot. In het bovenstroomse, Duitse, deel is het verhang veel kleiner en daarmee ook de erosieve kracht. Vanaf bovenstrooms wordt daarom maar weinig sediment aangevoerd en dat leidt ertoe dat in de laatste 2 km, waar het verhang plotseling sterk toeneemt en wel erosie optreedt, er een negatieve sedimentbalans is. Het GNK voert hier al 250 jaar meer sediment af dan dat er aangevoerd wordt, waarbij er trajecten zijn waar de bedding zich insnijdt en trajecten waar de laterale erosie groot is en de loop min of minder sterk meandert. Een ruwe raming laat zien dat sinds het ontstaan ca 200.000 m<sup>3</sup> sediment is afgevoerd door het GNK. De situatie bij het GNK kan als referentie fungeren voor de stuwpasserende nevengeulen en laat zien dat het ook mogelijk is om de erosie niet tegen te houden, maar, binnen een zekere bandbreedte, te benutten om de bedding zelf haar dimensies te laten vormen. Bij voorkeur wordt de nieuwe bedding van de stromende nevengeul daarom niet meteen in de uiteindelijke dimensies aangelegd, maar kan deze door middel van erosie zichzelf nog (deels) vormen.*

### **Globale kostenraming**

Door DLG zijn in de periode 2006 tot en met 2009 voorbereidingen getroffen voor de realisatie van nevengeulen bij de stuwen van Sambeek, Belfeld en Roermond. Hierbij zijn van deze geulen de kostenramingen bijgevoegd. Deze zijn van diverse data en vanuit verschillende fasen in de voorbereiding (bron Marlie Berghs, medewerker DLG in die tijd).

#### **Nevengeul sambeek/Afferden (indicatieve kostenraming uit 2006)**

VOORBEREIDING	€ 76.300
GRONDWERK DROOG	€ 550.300
KUNSTWERKEN	€ 1.013.500
RECREATIE/TERREIN INRICHTEN	€ 114.750
BEGRAZING	€ 140.175
BEPLANTING ETC	€ 29.300
BEHEER TERREIN 2 JAAR	€ 26.000
DIVERSE POSTEN	€ 451.500
STELPOSTEN	€ 10.000
PLAN EN DIRECTIEKOSTEN	€ 336.256
<b>Totale kosten ex BTW</b>	<b>€ 2.748.081</b>

#### **Nevengeul Belfeld/Baarlo (kostenraming uit 2010 ter voorbereiding van de uitvoering in 2013)**

	Aard van de kosten	Bedrag* €1000
Voorbereiding	Uitvoeren basisonderzoeken 2005 t/m 2009 nevengeul	142
	Proceskosten planuitwerking 2005 t/m 2009 (inclusief uren ontwerpatelier);	243
	Proceskosten planuitwerking 2010 nevengeul	60
	Proceskosten 2011 t/m 2015 Schering en Inslag	300
	Totaal (incl. BTW)	<b>745</b>
Uitvoering nevengeul	Voorbereiding onderzoeken en vergunningen(flora-fauna, ontgroningen_wet	48
	Voorbereiding inrichting (opruimen etc.)	83
	Uitvoering grondwerk	996
	Kunstwerken	625
	Inrichting, recreatie en nazorg	237
	Staartkosten	446
	Verleggen/aanpassen nutsleidingen	650
	Archeologisch (vervolg)onderzoek	100
	Plan- en directiekosten+onvoorzien	573
	Totaal inclusief BTW	<b>4.472</b>
Uitvoering inslagen	Grondaankoop	-
	Vorbereidende onderzoeken, inclusief uitwerkingsplan adviesbureau	80
	Inrichtingskosten geraamd, totaal inclusief staartkosten en BTW	750
	Grondaankoop	1153,3
		<b>1983,3</b>
	Bestemmingsplan	<b>56,5</b>
Totale kosten schering en inslag inclusief BTW gebaseerd op prijspeil 2009		<b>7.256,80</b>
Indexering met jaarlijkse 2 % indexering en aanbesteding in 2013		<b>7.855 (afgerond)</b>

## Eindafrekening nevengeul Roermond (opgemaakt na uitvoering in 2013)

### Wel BTW betaald / te betalen (deels 19 en deels 21%)

- Planvoorbereiding 2006 / uitgaven onderzoek -advies € 89.250
- Planvoorbereiding 2007 t/m 2010 /uitgaven onderzoek-advies € 345.100
- Planvoorbereiding 2011 € 59.500
- Uitvoering inrichting 2012 – 2013 - termijnen € 1.144.660
- Uitvoering inrichting 2013 - stelpost recreatie minderwerk € 36.300-
- Risico-reservering (meerwerk t.g.v. o.a. vergunningen) € 381.150
- Risico-reservering (meerwerk t.g.v. eisen RWS) € 48.400
- Kosten grondverwerving / onteigeningsprocedures € 108.900
- Begeleiding uitvoering 2012 – 2013 / adviesburo € 60.500

### Geen BTW betaald / te betalen

- Planvoorbereiding 2006 / begeleiding DLG € 77.000
- Planvoorbereiding 2007 t/m 2010 / begeleiding DLG € 416.000
- Voorbereiding uitvoering 2011 t/m 2012 / inzet DLG € 196.000
- Begeleiding uitvoering 2013 / inzet DLG (raming) € 71.000
- Explosievenonderzoek (in opdracht gemeente) € 290.000
- Opstellen Provinciaal Inpassingplan (PIP, door provincie) € 15.000
- Beheer- en onderhoud inlaatwerk (RWS of SBB) € 75.000
- Kosten SBB WBL overeenkomst € 9.000
- Kosten compensatie kapvergunning € 25.000
- **Totaal gerealiseerde projectkosten NG Stadsweide (incl. BTW) € 3.000.000**

## 7.6 AANVULLING MET FIJN GRIND IN DE GRENSMAAS

Het inbrengen van grind in het zomerbed van Nederlandse rivieren is een maatregel die nog niet wordt toegepast. Dit in tegenstelling tot Groot-Brittannië en de Verenigde Staten, waar het aanleggen van grindbedden als paaisubstraat voor zalmachtigen een standaardmaatregel is (Brown & Pasternack, 2009). Recent is ondermeer wel grind aangebracht in de Tongelreep (Velthuis *et al.*, 2019). Het betrof hier maar kleine hoeveelheden (enkele kubieke meters) van een relatief fijne grindfractie (4 – 32 mm). Het onderzoek toonde aan dat het aanbrengen van grind een positief effect had op de macrofaunagemeenschap in termen van soortenrijkdoem en KRW-doelsoorten.

Het aanvullen van grind is alleen gewenst als de aanvoer via de rivier zelf te beperkt is. Dit kan dan aanvoer zijn vanaf bovenstrooms of doordat de rivier grind opneemt vanuit oevererosie. Beide bronnen zijn in de Grensmaas klein tot zeer klein. Dit heeft vrijwel overal geleid tot het ontstaan van een grove pleisterlaag op de bodem en het vrijwel stilvallen van grindtransport. Van Looy (2009) schrijft dat voor een betere morfologische toestand een stabiel dynamisch evenwicht moet worden nagestreefd, waarin er een evenwicht is tussen erosie en sedimentatie, tussen voeding en transportcapaciteit van de rivier. Dit zal dan leiden tot een beter beheersbare en tegelijk ecologisch goede toestand. Dit streven wordt ondertussen internationaal ook algemeen erkend.

Van Looy (2009) vervolgt dat momenteel al in vele grote rivieren grind wordt toegevoegd op trajecten waar de aanvoer is stilgevallen en beddinginsnijding nadelige invloeden heeft op het watersysteem. Grindsuppleties van 100.000 - 300.000 ton per jaar gebeuren in de omringende landen in de Rijn en Elbe (D), Rhône (F) en Donau (A). Aanleiding voor deze ingrijpende maatregel zijn het duurzaam beheer van ofwel de scheepvaart (Donau en Rijn) ofwel de regionale grondwatertafel (Rhône en Elbe) met belangrijke financiële consequenties. Ook het vrijgeven van oevers (voor erosie) zodat er een natuurlijk erosie-sedimentatie evenwicht kan ontstaan, gebeurt steeds meer, veelal in combinatie met een natuurlijker inrichting van de rivieroevers. Mooie voorbeelden zijn de Aïn en Isère (F) en de Boven- Rijn.

De grindfractie die voor salmoniden wordt geadviseerd in Brown & Pasternack (2009) is veel grover van aard; D50 (mediane grootte) is 76,2 mm en D90 (90% van het grind kleiner dan deze afmeting) is 152,4 mm. Het lijkt wenselijk om met name de fijne grindfractie in de Grensmaas te suppleren. In de huidige situatie van de Grensmaas wordt aangenomen dat de bijdrage van oevererosie aan het sedimenttransport (van de grovere beddingfractie) slechts 22% bedraagt van het gemiddelde jaartransport (Duizendstra, 1999, in het beheerplan Natura 2000 Grensmaas). Dit jaargemiddelde transport van beddingmateriaal wordt geschat op 36.400 m<sup>3</sup>/jaar; dus zou er een jaarlijkse suppletie van 28.400 m<sup>3</sup> grind moeten gebeuren om de Grensmaas in evenwicht te brengen. Wel dient opgemerkt te worden dat dit data zijn van voor de recente rivierverruiming. Met name het verwijderen van de oeverbescherming, veranderende stroomsnelheden en het aanbrengen van grind in de bedding bovenstrooms van de drempels hebben er voor gezorgd dat het grindtransport recent weer is toegenomen en lokaal zijn ook enkele nieuwe grindbanken ontstaan. Voor het duurzaam functioneren van het grindtransport in de Grensmaas is dit echter niet voldoende omdat verwacht mag worden dat de erosie op de meeste plaatsen na verloop van jaren weer stil zal vallen. Daarom is het wenselijk dat het grindtekort waar de Grensmaas mee te maken heeft, extra wordt aangevuld. Voorlopig zijn daarbij de genoemde getallen van ca. 25.000 m<sup>3</sup> grind per jaar de enige richtwaarden. De suppletie zal daarom moeten worden gecombineerd met een monitoringsprogramma om de wijze waarop het grind zich verplaatst door de bedding te kunnen meten.

Grind kan op verschillende manieren worden ingebracht: Brown & Pasternack (2009) noemen de zogenaamde “blanket-fill” methode waarbij alle gebieden een relatief klein laagje grind opgebracht krijgen versus de wijze waarbij grind vooral wordt opgebracht op de gebieden tussen de top van bestaande “riffles” en de bestaande “pools”, waarmee bestaande verschillen worden geaccentueerd. In de Grensmaas is er een groot verschil tussen de smalle, snelstromende delen en de brede, langzaam stromende delen. Bij het inbrengen van het grind zal rekening gehouden moeten worden met deze lokale verschillen. Uiteindelijk maakt de wijze van inbrengen van het grind niet veel uit; de heersende stromingsdynamiek zal het grind zelfstandig verder transporteren. Een positief bijverschijnsel van het grindtransport kan zijn dat de kunstmatige drempels in de Grensmaas door aanspoeling zullen verminderen.

### **Kosten grind suppletie**

Grind weegt gemiddeld 1.500 kg per m<sup>3</sup> (tot 1.700 kg per m<sup>3</sup>). De kosten van 1.000 kg grind (los gestort) zijn ongeveer € 50,- (inclusief BTW). Zou 28.400 m<sup>3</sup> toegevoegd moeten worden dan komt dat op een kostenpost van  $28.400 \times 1,5 \times € 50 = € 2.130.000,-$ . Een dergelijk hoeveelheid lijkt zeker niet gelijk nodig om plaatselijk tot verbetering te komen.



## 8. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

In dit rapport is de huidige toestand van de Maas beschreven voor macrofauna en vis en zijn maatregelen beschreven voor het verbeteren van de connectiviteit en het stromend habitat in de Maas. In dit hoofdstuk worden de resultaten samengevat aan de hand hoofdvragen van het onderzoek:

- Wat is de huidige ecologische toestand van de Maas voor vis en macrofauna en geeft de huidige (routinematige) monitoring een goed beeld van deze toestand (paragraaf 8.1.1)?
- Wat is de huidige stand van zaken in de Maas met betrekking tot connectiviteit voor vis en stromend habitat voor vis en macrofauna (paragraaf 8.1.2 en 8.1.3)?
- Welke maatregelen zijn het meest kansrijk voor het verbeteren van de connectiviteit voor vis en stromend habitat voor vis en macrofauna in de Maas (paragraaf 8.1.4)?

De aanbevelingen hebben betrekking op de monitoring van macrofauna, vis en vispassages en zijn opgenomen in paragraaf 8.2.

### 8.1 CONCLUSIES

#### 8.1.1 HUIDIGE ECOLOGISCHE TOESTAND

##### Macrofauna

De ecologische toestand van de Maas voor macrofauna wordt overwegend als 'matig' beoordeeld. Uit analyse van deze beoordeling blijkt dat dit vooral komt door een beperkte diversiteit van de macrofauna en een gering aandeel van kenmerkende riviersoorten.

Er worden weinig kenmerkende riviersoorten aangetroffen in de Maas. De kenmerkende soorten die wel worden aangetroffen zijn bovendien niet zo gevoelig voor verstoring en vervuiling (of zijn niet meer recent in de monsters aangetroffen). Hoewel uit de bemonstering van specifieke substraten (rivierhout) en uit andere waarnemingen (van vliegende adulten) blijkt dat in de routinematige monitoring soorten worden gemist, zijn er geen aanwijzingen dat de toestands-beschrijving geen correct beeld zou geven van de macrofauna in de Maas. Elke aanvullende wijze van bemonsteren levert nu eenmaal meer informatie op, belangrijker is dat de bemonstering, toetsing en beoordeling goed op elkaar zijn afgestemd.

##### Vis

Voor de Maas zijn een groot aantal doelsoorten aangewezen (26 voor type R7 en 28 voor type R8 en R16), waarvan een deel binnen de reguliere MWTL-monitoring niet of nauwelijks wordt aangetroffen. Vooral diadrome soorten zijn sterk ondervertegenwoordigd, waarbij tevens twee van de zes limnofiele soorten in het geheel niet worden aangetroffen. Als gevolg hiervan zijn de EKR-scores laag. De ecologische toestand van de Maas wordt voor vissen overwegend als 'matig' tot 'ontoereikend' beoordeeld. Enkele soorten zijn echter in geografische verspreiding gelimiteerd als gevolg van ontbrekende habitats, zoals stromend water en geschikt substraat. Zo neemt de hoeveelheid stromend habitat voor reofiele soorten af in stroomafwaartse richting. Voor een aantal reofiele soorten, zoals barbeel en sneep, geldt dat deze voor de paai in meer of mindere mate gebonden zijn aan een substraat van (grof) grind. Grof substraat neemt in stroomafwaartse richting eveneens af. Voor soorten kroeskarper, grote modderkruiper, vetje, maar ook beide steursoorten, elft en kwabaal geldt dat deze op de lange termijn ook niet te verwachten zijn. Met deze regionale verschillen kan rekening gehouden worden bij het vaststellen van de doelen (GEP). Binnen de Grensmaas levert

het atypische monitoringstraject ‘overlaatkanaal van Bosscherveld’ een substantiële bijdrage aan de EKR-scores van de Grensmaas. De visstand in het kanaal lijkt een afspiegeling te zijn van de potentie van de Grensmaas bij afwezigheid van de hydropieken.

Bij het opstellen van de KRW-maatlatten voor vis is geen rekening gehouden met de opmars van diverse invasieve soorten, zoals de Pontokaspische grondels en hun effect op de maatlatten soortensamenstelling en abundantie. De soortensamenstelling kan door invasieve exoten worden beïnvloed. Daarnaast verspreiden invasieve exoten zich snel en kunnen hoge dichtheden bereiken en daarmee een aanzienlijk deel van het visbestand uitmaken. De relatieve abundantie van reofiele en limnofiele soorten worden hierdoor negatief beïnvloed, net als de maatlatscore. Overigens zou dit een tijdelijke ontwikkeling kunnen zijn. Exoten nemen in de eerste instantie vaak exponentieel toe, totdat een situatie wordt bereikt waarin reeds voorkomende predatoren zich toeleggen op de exoten als vast onderdeel van hun voedselpakket of ze gevoelig worden voor lokale parasieten en pathogenen. De dichtheden van de exoten nemen dan vaak weer af. Belangrijk is deze ontwikkelingen te volgen en na te gaan of de definitieve vestiging van exoten een aanleiding vormt om de maatlatten aan te passen.

Nieuwe wateren in uiterwaarden, zoals nevengeulen en strangen, geïsoleerde wateren in uiterwaarden, natuurvriendelijke oevers en beekmondungen worden niet regulier onderzocht. Dergelijke wateren hebben een duidelijke ecologische meerwaarde ten opzichte van de hoofdstroom, omdat deze andere habitats bevatten. Het bemonsteren van deze wateren levert dan ook zowel kwalitatief als kwantitatief een completer beeld op van de vislevensgemeenschap. Door deze wateren wel mee te nemen tijdens de monitoring mogen hogere scores ten aanzien van de maatlatten soortensamenstelling en abundantie worden verwacht.

Diverse monitoringsaspecten (periode, frequentie, methodiek) zijn mede bepalen voor welke soorten wel of niet worden aangetroffen. Primair dient onderzocht te worden of het bemonsteringsprogramma, de toetsing en beoordeling voor vis goed op elkaar zijn afgestemd, zoals dat voor het macrofauna meetnet van MWTL is gedaan (Postma *et al.*, 2018).

### **8.1.2 HUIDIGE SITUATIE STROMEND HABITAT**

Een groot deel van de kenmerkende riviersoorten is gebonden aan stromend habitat. Dit stromend habitat bestaat uit ondiep, permanent stromend water en een gevarieerd bodemsubstraat met voornamelijk zand en grind en daarnaast rivierhout, plukken waterplanten en organische substraten zoals slib en ingevallen blad. Belangrijke bepalende factoren voor het ontstaan van stroming en de vorming van het substraat zijn de afvoer en de waterdiepte als gevolg van verstuwning.

De afvoer van de Maas wordt gekenmerkt door hoge afvoeren in het winterhalfjaar (december – maart) en lage afvoeren in het zomerhalfjaar (juni – oktober). Het tussenseizoen (april-mei en november) is relatief kort. In het groeiseizoen zijn lage afvoeren dominant (< 100 m<sup>3</sup>/s). Daarnaast komen langere perioden met een zeer lage afvoer (<50 m<sup>3</sup>/s) vrijwel ieder jaar voor.

De waterdiepte in de Maas is te verdelen in twee sterk verschillende clusters: een deel van ca. 40 km lang met een gemiddelde diepte van ca. 2 meter (Grensmaas) en een ca. 200 km lang deel met een gemiddelde diepte van ca. 6,5 meter (stuwpannen). Bij een toenemende afvoer neemt het waterpeil (en de waterdiepte) in eerste instantie alleen toe in de vrij afstromende trajecten. Vanaf een afvoer van ca. 250 m<sup>3</sup>/s

stijgt ook het peil in de bovenstroomse delen van de gestuwde trajecten; pas vanaf een hoge afvoer vanaf ca. 1.000 m<sup>3</sup>/s stijgt het waterpeil in de hele Maas.

Voor het stromend habitat betekent dit dat er een groot verschil is tussen het winter- en zomerhalfjaar. In de gestuwde trajecten is de stroomsnelheid in de winter nog vrij hoog, maar in de zomer valt de stroomsnelheid grotendeels weg. In de gestuwde trajecten is de stroomsnelheid gedurende 3 tot 4 maanden minder dan 0,1 m/s. In de gestuwde trajecten is de waterdiepte zo groot dat er een forse afvoer nodig is om de grote watermassa in beweging te brengen. Deze afvoeren zijn maar in een beperkt deel van het jaar, lees het winterhalfjaar, beschikbaar. In de bovenstroomse delen van de stuwpanden is het wat ondieper en is er in het (vroeg) voorjaar nog wel licht stromend water aanwezig (ca. 0,3 m/s).

Alleen in de Grensmaas en enkele kleine vrij afstromende stukjes (klein stukje Bovenmaas en Lus van Linne) is gedurende het hele jaar door voldoende stromend habitat aanwezig. In de Grensmaas bedraagt de stroomsnelheid in de hoogzomermaanden gemiddeld nog 0,5 m/s en in het voorjaar ca. 0,7 tot 0,8 m/s gemiddeld.

In de Grensmaas spelen enkele andere specifieke knelpunten met betrekking tot het stromend habitat. In de eerste plaats ontvangt de Grensmaas vaak niet de in het Maasverdrag vastgelegde minimale afvoer van 10 m<sup>3</sup>/s. In de afgelopen droge jaren liep dat soms op tot 85 dagen van het zomerhalfjaar. Tijdens langdurig perioden van lage afvoer loopt de aanvoer vaak zelfs terug tot 5 m<sup>3</sup>/s. Bij dergelijke afvoeren vallen grote delen van de grindige bodem van de rivier droog.

Daarnaast heeft de Grensmaas vrijwel altijd te maken met zogenaamde hydropieken, plotselinge afvoerpieken die vanuit het bovenstroomse gestuwde gedeelte worden doorgegeven aan het vrij afstromende traject. Deze pieken zorgen voor kortstondige peilfluctuaties tot 0,50 m in perioden met lage gemiddelde afvoeren tot 1,5 m of meer in perioden met mediane en hogere afvoeren. Deze peilschommelingen vertalen zich in een groot oppervlak van de verbrede stroomgeul dat korte tijd overstroomt en dan weer droogvalt. Ook zorgen de afvoerfluctuaties voor grote schommelingen in de stroomsnelheden.

Verder hebben de aangelegde drempels de al grote verschillen in waterdiepte van Grensmaas nog verder versterkt. Met name de eerste drempel bij Geulle aan de Maas en de eerste drempel bij Meers hebben een grote invloed op de waterdiepte (toename) en de stroomsnelheid (afname) bij lage afvoeren. Deze twee drempels stuwen tezamen het water in 25% van het hele Grensmaatraject op. De effecten van de andere drempels zijn veel beperkter.

Ten slotte is het substraat in de permanent stromende delen van de Grensmaas zeer grof en niet mobiel. De rivierbodem is als het ware gefixeerd; vers grind vanuit de verbrede stroomgeul komt niet in beweging omdat de stroomsnelheden daar te gering zijn en vers grind vanuit oevers komt niet beschikbaar omdat de meeste oevers vastgelegd zijn met breuksteen. Hierdoor kan hier geen gevarieerd bodemsubstraat ontstaan.

### **8.1.3 HUIDIGE SITUATIE CONNECTIVITEIT**

Connectiviteit tussen habitats wordt gezien als de centrale factor die vormgeeft aan aquatische gemeenschappen. Connectiviteit is hierbij te definiëren als de wijze waarop, en de mate waarin, de verschillende

habitats, waterlichamen en/of stuwpanden met elkaar in verbinding staan. Cote *et al.* (2009) hebben een index ontwikkeld om longitudinale connectiviteit in riviersystemen te kwantificeren. Deze index is gebaseerd op de te verwachten waarschijnlijkheid dat een vis zich vrij kan bewegen tussen twee willekeurige locaties in een rivier, de 'Dendritic Connectivity Index' (DCI). Binnen de aanpak van de DCI worden rivierdelen benoemd, gescheiden door barrières. Deze barrières hebben een bijbehorende passeerbaarheidswaarde,  $p$  (waarde tussen 0 en 1), die afhankelijk is van fysieke (bijvoorbeeld hoogte van een dam), chemische en/of hydrologische (in de tijd variabele debieten en stroomsnelheden) karakteristieken van de barrière, alsmede van de biologie van de beschouwde organismen (verschillend tussen soorten, leeftijdsklassen etc.).

Uit onderzoek met gezenderde salmoniden blijkt dat niet alle vissen die benedenstrooms van een stuwcomplex met een vispassage aankomen ook bovenstrooms worden gesignaleerd. Slechts een bepaalde fractie van de dieren lukt het om bovenstrooms te komen. Hetzelfde geldt voor stroomafwaarts migrerende smolts en schieralen. Door de DCI toe te passen op de Maas en gebruik te maken van genoemde fracties (die dan gelijkgesteld worden aan de passeerbaarheidswaarde  $p$ ) kan inzicht worden verkregen in de connectiviteit en kunnen 'barrières' geprioriteerd worden. Als  $p$  waarden kunnen ook sterftcijfers bij barrières worden gebruikt, verkregen uit bijvoorbeeld onderzoek bij WKC's.

In Tabel 60 zijn de afgeleide  $p$ -waarden uit hoofdstuk 4 voor de stroomopwaartse migratie van volwassen salmoniden en de stroomafwaartse migratie van smolts en schieralen voor de Maas samengevat.

**Tabel 60** Passeerbaarheidswaarden ( $p$ -waarden) voor connectiviteit in de Maas.

P waarden voor connectiviteit						
Maastraject	km		Volwassen salmoniden	Smolts	Schieralen	
Lengte waterlichaam Maas totaal in Nederland	244,383		Stroomopwaarts	Stroomafwaarts		
1 Lengte vrijmigreerbaar deel (Bergsche Maas en Beneden Maas) tot Lith	50,39	$p$ Lith	0,7	0,83	0,76	
2 Lengte stuwpand Lith-Grave	24,914	$p$ Grave	0,62	0,99	1	
3 Lengte stuwpand Grave_Sambeek	27,476	$p$ Sambeek	0,5	0,99	0,99	
4 Lengte stuwpand Sambeek-Belfeld	45,367	$p$ Belfeld	0,88	0,97	0,98	
5 Lengte stuwpand Belfeld-Roermond	16,93	$p$ Roermond	0,9	0,92	0,99	
6 Lengte stuwpand Roermond-Linne	12,073	$p$ Linne	0,83	0,83	0,77	
7 Lengte stuwpand Linne-Borgharen	54,321	$p$ Borgharen	1	0,92	0,98	
8 Lengte Maasdeel Borgharen-Eijsden	12,912					

De  $p$ -waarden in Tabel 60 zijn afgeleid voor de afzonderlijke barrières (stuwcomplexen met of zonder waterkrachtcentrale). Voor de connectiviteit van de Maas als geheel worden de  $p$ -waarden van de in serie liggende vistrappen/barrières met elkaar vermenigvuldigd:

Stroomopwaarts migrerende salmoniden:  $(0,7 \times 0,62 \times 0,5 \times 0,88 \times 0,9 \times 0,83 \times 1) = \mathbf{0,143}$ ;

Stroomafwaarts migrerende smolts:  $(0,92 \times 0,83 \times 0,92 \times 0,97 \times 0,99 \times 0,99 \times 0,83) = \mathbf{0,550}$ ;

Stroomafwaarts migrerende schieralen:  $(0,76 \times 1 \times 0,99 \times 0,98 \times 0,99 \times 0,77 \times 0,98) = \mathbf{0,550}$ .

Voor de stroomopwaartse migratie (volwassen salmoniden) is de passeerbaarheidswaarde berekend op **0,143** en voor de stroomafwaartse migratie op **0,550** (voor smolts en schieraal dezelfde waarde). Voor de volwassen salmoniden houdt dit in dat wanneer er benedenstrooms van Lith 1000 vissen aankomen er bovenstrooms van Borgharen nog maar 143 vissen over zijn. Voor de smolts en schieralen geldt dat wanneer er bovenstrooms 1000 vissen vertrekken, benedenstrooms van Lith 550 vissen aankomen. Deze waarden

laten zien dat de connectiviteit nog een grote hindernis vormt voor zichzelf in stand houdende populaties van genoemde en andere vissoorten.

Voor de stroomopwaartse migratie levert de vispassage van Sambeek met een  $p$ -waarde van 0,50 het grootste probleem op. Daarnaast scoren ook de andere benedenstrooms liggende vispassages niet goed (Grave en Lith).

Uit onderzoek met gezenderde salmoniden is gebleken dat op de locaties Lith, Sambeek en Linne veruit het grootste aantal detecties worden geregistreerd, duidend op vertraging en zoekgedrag van stroomopwaarts migrerende vissen. Ook is gebleken dat vissen die bij Linne onder de stuw aankomen, moeite hebben met het vinden van de vispassage.

Voor de stroomafwaartse migratie van smolts en schieraal blijkt uit de connectiviteitsberekeningen dat de locaties Linne en Lith de grootste problemen opleveren. De WKC's die hier liggen zijn daar mede debet aan.

#### **8.1.4 MAATREGELEN VOOR HET VERBETEREN VAN CONNECTIVITEIT EN STROMEND HABITAT IN DE MAAS**

Voor het verbeteren van de connectiviteit en het stromend habitat in de Maas is een groot aantal maatregelen onderzocht, zie Tabel 55 in paragraaf 6.3. Voor de derde tranche KRW komen in eerste instantie de maatregelen aan de orde met een hoge bijdrage voor connectiviteit en/of stromend habitat (effectiviteit en omvang). Daarbij vallen de maatregelen af met significante effecten op overige functies die niet op korte termijn oplosbaar zijn, net als de maatregelen die qua omvang en complexiteit gekoppeld moeten worden aan het vervangen of renoveren van de stuwen.

Maatregelen waarvan sterk wordt aanbevolen deze op te nemen in de derde tranche KRW zijn:

- 1). Aanpassing bestaande vistrappen;
- 2). Aanleg nieuwe vistrappen;
- 3). Uitvoeren van visvriendelijk stuwbeheer;
- 4). Visveilige WKC's en turbines;
- 5). Aanleg van stuwpasserende nevengeulen;
- 6). Aanvulling met fijn grind in de Grensmaas;
- 7). Rivierhout toevoegen.

Deze maatregelen zijn nader uitgewerkt in hoofdstuk 7 van dit rapport.

Om de stroomopwaartse connectiviteit op de Maas te maximaliseren, moeten alle bestaande vispassages geoptimaliseerd worden. Minimaal bij Lith en Linne moeten nieuwe vispassages aangelegd worden aan de zijde van de stuw. Daarnaast zal visvriendelijk stuwbeheer bijdragen aan een beter gebruik van de vispassages.

De mogelijkheid tot passage is afhankelijk van karakteristieken van de vistrappen. In 2012 zijn deze karakteristieken in beeld gebracht, zie §4.4.1. Daaruit is gebleken dat er op een groot aantal aspecten verbetering noodzakelijk is; deze aspecten zijn in onderstaande Tabel 61 weergegeven met een 'X'.

**Tabel 61** Huidige situatie ten aanzien van aspecten die de werking van de vispassages beïnvloeden (X: negatief aspect van toepassing).

Aspecten	Vistrappen						
	Lith	Grave	Sambeek	Belfeld	Roermond	Linne	Borgharen
Lokstroomprobleem	X		X			X	
Ontwerp op maximaal peilverschil	X	X	X	X	X	X	X
Groot peilverschil bij sommige drempels	X			X		X	X
Geen vertical slots aanwezig						X	
Turbulente stroming	X			X			X
Kortsluitende stroming	X					X	X
Verstopte slots	X				X		
Verkeerd geplaatste stoorstenen		X					X
Verkeerd ingestelde regelbare drempel	X	X			X		

Voor verbetering van de stroomafwaartse connectiviteit zijn visvriendelijke WKC's en turbines van belang. Gebleken is dat de maatregelen die tot heden zijn genomen (inzet van de Migromat en het 'Early Warning System' (EWS) voor smolts niet afdoende zijn om de sterftencijfer op de Maas te halen, of niet voldoende toekomstbestendig zijn. Toepassing van visveilige turbines is waarschijnlijk de enig optie die de stroomafwaartse migratie daadwerkelijk veilig kan maken.

Van de onderzochte maatregelen blijken meestromende en stuwpasserende nevengeulen het meest effectief voor herstel van stromend habitat. Deze maatregel zorgt voor een permanente stroming en een gevarieerde bodem met kenmerkende riviersubstraten. De dimensies van de stuwpasserende nevengeulen moeten afgestemd worden op het handhaven van voldoende stroming bij lage afvoeren; het dwarsprofiel mag dus niet 'te groot' zijn. Om het verval rond de stuw op te vangen zullen bovendien meanders aangelegd moeten worden. Een morfologisch ontwerp met een zo natuurlijk mogelijk transport van water, sediment en de groei van planten (in en rond het water) biedt de meeste garanties voor een optimale ecologische ontwikkeling. Naar verwachting komt het ontwerp van stuwpasserende nevengeulen in de buurt van de benedenloop van grote beken in het Maasdal, zoals de Swalm.

Daarnaast is het toevoegen van fijn grind een haalbare en effectieve maatregel voor het verbeteren van stromend habitat in de Grensmaas. Net als het toevoegen van rivierhout. Beide maatregelen verbeteren de kwaliteit van stromend habitat.

## 8.2 AANBEVELINGEN

### 8.2.1 MONITORING MACROFAUNA

De volgende aanbevelingen kunnen worden geformuleerd:

- Benoem één extra monsterpunt in de Zandmaas (eventueel in plaats van één monsterpunt in de Bergsche Maas). Daarnaast moet het opnemen van twee extra monsterpunten in de Bedijkte Maas worden overwogen;
- Controleer of de huidige bemonsteringslocaties en daar aanwezige habitats nog representatief zijn voor (de dominante) habitats die in het waterlichaam aanwezig zijn. Deze aanbeveling is vooral van

toepassing op de waterlichamen waar grootschalige maatregelen zijn genomen, met name Grensmaas, Zandmaas en Bedijkte Maas (NVO Maas). Hierbij moeten eventuele wijziging van monsterpunten worden afgewogen tegen het belang van lange, meerjarige meetreeksen;

- Voer aanvullend projectmonitoring uit om de ontwikkeling van macrofauna op overige locaties te volgen en met oog op effectiviteit en leren van de maatregelen. Een andere mogelijkheid is het toevoegen van extra meetpunten aan de routinematige monitoring wanneer specifieke habitats een significant deel uitmaken van het waterlichaam (bijvoorbeeld 1 extra meetpunt wanneer nevengeulen meer dan 5% van het oppervlak of de lengte van het waterlichaam omvatten), met een weegfactor bij de toetsing;
- Onderzoek en optimaliseer de analysemethoden in het laboratorium met het oog op het detecteren van (met name kenmerkende) soorten die in lage aantallen voorkomen.

## 8.2.2 MONITORING VIS

De volgende aanbevelingen kunnen worden geformuleerd:

- Een gelijke monitoringsfrequentie van alle waterlichamen, ook de waterlichamen Boven Maas en Bergsche Maas waar nu 'leenscores' gehanteerd worden;
- Wanneer toch uitspraak gedaan wordt op basis van een ander deel van de Maas dan zouden wellicht monitoringsgegevens van het bovenstroomse traject van de Maas net over de grens in België representatiever zijn voor de Bovenmaas;
- Controleer of de huidige bemonsteringslocaties en daar aanwezige habitats nog representatief zijn voor habitats die in het waterlichaam aanwezig zijn. Hoewel nieuw gecreëerde habitats, zoals nevengeulen en NVO's mogelijk niet tot de meest dominante (lees: representatieve) habitats van de Maas behoren, zijn ze wel aangelegd omdat ze een meerwaarde voor vis vertegenwoordigen. Betrek hier ook beekmondingen bij. Om meerjarige meetreeksen niet te onderbreken, wordt aanbevolen extra monsterpunten toe te voegen;
- Houd bij het vaststellen van de doelen (GEP) rekening met regionale verschillen in de beschikbaarheid van habitats. Hiermee neemt wel de gevoeligheid van de EKR-score voor kleine fluctuaties in de monitoringsresultaten toe. Een oplossing zou zijn één doelsoortenlijst per waterlichaam. Dit zou bij toekomstige Programmatische Aanpak Grote Wateren (PAGW) in overweging genomen kunnen worden;
- De dichtheden van exoten nemen na een aanvankelijke toename vaak ook weer af. Belangrijk is deze ontwikkelingen te volgen en na te gaan of de definitieve vestiging van exoten een aanleiding vormt om de maatlaten aan te passen.

## 8.2.3 MONITORING VISPASSAGES

De volgende aanbevelingen kunnen worden geformuleerd:

- In Tabel 61 zijn enkele karakteristieken van bestaande vispassages in beeld gebracht. Bedacht moet worden dat deze beoordeling is gebaseerd op een inventarisatie die relatief lang geleden is uitgevoerd (in 2012). Het is noodzakelijk om een nieuwe inventarisatie uit te voeren om te constateren of deze beoordeling nog steeds correct is of dat nieuwe aanpassingen nodig zijn;
- Voor de vispassages bestaan zogenaamde instandhoudingsplannen. Er wordt echter onvoldoende naar gehandeld binnen de huidige prestatiecontracten voor onderhoud. Met name het opschonen van de vistrappen is onvoldoende vastgelegd. Alle vispassages zouden minimaal twee keer per jaar nagelopen moeten worden, waarbij vuil (takken, plastic, drijfhout etc.), overtollige begroeiing, sediment etc. uit de vispassage wordt verwijderd. Ook dient de verstelbare overlaat regelmatig te

worden gecontroleerd op een juiste instelling. Wanneer in de toekomst automatische debietregeling kan worden toegepast, is dit laatste niet meer nodig.



## 9. LITERATUUR

- Bakker, H.D., 2021. Memo vissterfte WKC Linne en Lith t.b.v. kamervragen. Harriet Bakker (RWS ZN).
- Baudoin J.M., V. Burgun, M. Chanseau, M. Larinier, M. Ovidio, W. Sremski, P. Steinbach & B. Voegtle, 2014. Assessing the passage of obstacles by fish. Concepts, design and application. Onema. 200 pages.
- Beelen, P., 2009. Kennisdocument kwabaal, *Lota lota* (Linnaeus, 1758). Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Benitez, J.P., B. Nzau Matondo, A. Dierckx. & M. Ovidio, 2014. Using intensive multiyear fish-pass monitoring to analyse seasonal upstream movement patterns of patrimonial holobiotic potamodromous fish species in medium size rivers. University of Liege, Applied and Fundamental Fish Research Center, Biology of Behaviour Unit, Laboratory of Fish Demography and Hydroecology. 10th ISE 2014, Trondheim, Norway.
- Benitez, J.P., A. Erraud, A. Dierckx, S. Antipine, S. Renardy, B. Nzau Matondo, P. Kestemond & M. Ovidio, 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.
- Bijkerk, R. red., 2014. Handboek hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. STOWA, Utrecht.
- Binnendijk, E., 2008. Vismigratie in Noord- en Midden-Limburg. Maasterras. Waterschap Peel en Maasvallei, Venlo.
- Binnendijk, E. & T. Basten, 2013. Meetrapport Swalm 2012, t.b.v. KRW-monitoring. Waterschap Peel & Maas-vallei.
- Booth, R.K., R.S. McKinley, F. Økland & M.M. Sisak, 1998. In situ measurement of swimming performance of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) using radio transmitted electromyogram signals. Aquatic Living Resources 10, pp. 213-219.
- 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.
- Brown, R. A. and Pasternack, G. B. 2009. Comparison of Methods for Analysing 36 Salmon Habitat Rehabilitation Designs For Regulated Rivers. River Research and Applications 37 25:745-772. DOI: 10.1002/rra.1189.
- Bruijs, M.C.M., 2004. Effectiviteit visgeleidingssystemen bij de bestaande waterkrachtcentrales Linne en Lith. KEMA Power Generation & Sustainables, Arnhem. 140 p.

Buijse, T & E. Winter, 2003. Het belang van migratie voor de visstand in de Maas. *Natuurhistorisch Maandblad*. Oktober 2003, jaargang 92, p.243.

Buijse, T., G. Geerling, C. Chrzanowski, M. Dorenbosch & B. Peters, 2019. Natuurvriendelijke oevers langs de Maas: toestand en trend na 10 jaar ontwikkeling. Deltares, Utrecht. Rapport 11201679-000-ZWS-0006, 92p.

Bureau Drift & CSO Adviesbureau voor Milieuonderzoek, 2009. Beheerplan Natura 2000 Grensmaas 2009 - 2015. In opdracht van Rijkswaterstaat Limburg.

Collas, F.P.L., A.D. Buijse, L. van den Heuvel, N. van Kessel, M.M. Schoor, H. Eerden & R.S.E.W. Leuven, 2018. Longitudinal training dams mitigate effects of shipping on environmental conditions and fish density in the littoral zones of the river Rhine. *Science of the Total Environment* 619-620: 11830-01193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.299>.

Collas, F.P.L., N.Y. Flores, R. van Aalderen, F. Bosman, M.M. Schoor, L.N.H. Verbrugge, N. van Kessel, B. Achterkamp, W. Romeijn, W. Liefveld, A.D. Buijse & R.S.E.W. Leuven, 2020, Rapportage natuurgegevens langsdammen Waal 2016-2020. *Verslagen Dierecologie en Fysiologie 2020-2*.

Cote, D., D.G. Kehler, C. Bourne & Y.F. Wier, 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology*, 24, 101–113.

Crombaghs, B., N. van Kessel, M. Korsten, D. Lemmens, R. Gubbels & N. Brevé, 2015. Op weg naar een natuurlijke vislevensgemeenschap in de Geul. Haalbaarheidsstudie naar het behoud en herstel van natuurlijke populaties beekdonderpad, beekprik, rivierprik en zalmachtigen in het stroomgebied van de Geul. *Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen*.

Crombaghs B.H.J.M., R.W. Akkermans, R.E.M.B. Gubbels & G. Hoogerwerf, 2000: Vissen in Limburgse beken: De Verspreiding en Ecologie van Vissen in stromende Wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

Da Graca, T. & J.H. Kemper, 2019. Monitoring schieraalmigratie bij Waterkrachtcentrale Alphen, 2018-2019. Tussentijds verslag. VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2018\_14, 15 pag.

DLG, 2007a. Inrichtingsplan nevengeul Baarlo. Dienst Landelijk Gebied, Roermond. januari 2007.

DLG, 2007b. Inrichtingsplan nevengeul Afferden. Dienst Landelijk Gebied, Roermond. januari 2007.

Dorenbosch, M., W.C.E.P. Verberk & B.J.A. Pollux, 2006. De visfauna van beekmondingen in Limburg. Deel 1. Vergelijking tussen beekmondingen. *Natuurhistorisch Maandblad* 95: 93-97.

Dorenbosch, M. & N. van Kessel, 2017. Vismonitoring natuurvriendelijke oevers Maas. Functionaliteit voor vis in de periode 2011 - 2017. Bureau Waardenburg Rapportnr. 17-201. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Duizendstra, H.D., 1999. Sedimenttransport in de Grensmaas. Transportcapaciteit en aanbod van sediment. Rijkswaterstaat RIZA. Werkdocument 99.158X.

DWA, 2005. Fish protection technologies and downstream fishways. Dimensioning, design, effectiveness inspection. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Theodor-Heuss-Allee 17. 53773 Hennef, Duitsland.

Eichner, M. & H. Oterdoom, 2020. Technische doelaanpassing KRW Rijkswateren. Bespreekpunt op het SGWE 1 juli 2020.

Electric Power Research Institute (EPRI), 2011, Fish Passage through Turbines: Application of Conventional Hydropower Data to Hydrokinetic Technologies, Final Technical Report No. 1024638.

Esch, B.P.M. van, & I.L.Y. Spierts, 2014, Validation of a model to predict fish passage mortality in pumping stations, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Vol. 71(2014), No. 12, p. 1910- 1923.

Evers, C.H.M., Knoben, R.A.E. & Herpen, F.C.J. van (red.), 2012. Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. STOWA rapport 2012-34. ISBN 978.90.5773.571.

Ferguson, J.W., R.F. Absolon, T.J. Carlson & B.P. Sandford, 2006. Evidence of delayed mortality on juvenile Pacific salmon passing through turbines at Columbia river dams. Transactions of the American Fisheries Society 135: 139-150, 2006.

Gauld N.R., R.N.B. Campbell & M.C. Lucas, 2013. Reduced flow impacts salmonid smolt emigration in a river with low-head weirs. Science of the Total Environment 458–460 (2013) 435–443.

Grift, R.E., A.D. Buijse, W.L.T. van Densen, J.G.P. Klein Breteler, 2001. Restoration of the river-floodplain interaction: benefits for the fish community in the river Rhine. Large Rivers 12 (2–4), 173–185.

Gubbels, R.E.M.B., M.H.A.M. Belgers & H.J. Jochims, 2016. Vismigratie in de benedenloop van de Roer in de periode 2009-2014: soortspecifieke migratiekarakteristieken en -patronen. Resultaten van zes jaar monitoring bij de ECI waterkrachtcentrale te Roermond. Waterschap Roer en Overmaas, Sittard.

Gubbels, R.E.M.B. 2000. Waarnemingen aan paaiende kopvoorns in de Grensmaas. Natuurhistorisch Maandblad, 89: 156-159.

Haro, A., M. Odeh, J. Noreika & T. Castro-Santos, 1998. Effect of water acceleration on downstream migratory behavior and passage of Atlantic salmon smolts and juvenile American shad at surface bypasses. Transactions of the American Fisheries Society 127: 118–127.

Havn, T.B., F. Økland, L. Heermann, E.B. Thorstad, M.A.K. Teichert, S.A. Sæther, M. Tambets & J. Borcherting, 2018. Downstream migration of Atlantic salmon smolts at Unkelmühle power station and Buisdorf dam in 2016. NINA Report 1412. Norwegian institute for nature research. Köln and Trondheim February 2018 ISSN: 1504-3312 ISBN: 978-82-426-3140-4.

Heezik, A.A.S. van, 2007. Strijd om de rivieren. 200 jaar rivierenbeleid in Nederland of de opkomst en ondergang van het streven naar de normale rivier. Proefschrift, HNT Historische producties Den Haag/Haarlem. ISBN/EAN: 978-90-B06366-5-1.

Helbig, U., J. Stamm, C. Seidel & H. Martin, 2015. Hydraulische Messungen in Rundbeckenpässen. 38. Dresdner Wasserbaukolloquium, Dresden, 05. und 06. März 2015.

Hoijsink, R., M. Vroege & R. Schreuders, 2019. Protocol monitoring en toestandsbeoordeling oppervlaktewaterlichamen KRW. Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, Lelystad. 3 april 2019.

Hop, J., 2009. Visstandbemonstering hoofdstroom en zijwateren Zandmaas. Rapport 20090209, ATKB Geldermalsen. Studie uitgevoerd in opdracht van VBC Zandmaas.

Hop, J., 2011. Wetenschappelijk onderzoek naar het visbestand en de vismigratie in de Grensmaasregio in het Vlaamse Gewest. Rapport 20100344/001. ATKB, Geldermalsen. Studie uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos.

Hop, J., 2014. De vispassages op de Maas, historisch overzicht, uitgevoerde monitoring en huidige status. ATKB, Geldermalsen. In opdracht van RWS Zuid Nederland.

Kemper, J.H., 2008. Monitoring vismigratie vispassage Borgharen, voorjaar 2008. Rapport: VA2008\_02.

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

Kemper, J.H. & T. da Graça, 2020. Monitoring schieraalmigratie WKC Linne, 2018-2020 VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2019\_14, 29 pag.

King, S., J.R. O'Hanley, L.R. Newbold, P.S. Kemp & M.W. Diebel, 2017. A toolkit for optimizing fish passage barrier mitigation actions. *Journal of Applied Ecology* 2017, 54, 599–611.

Klink, A., 2016. Macrofauna op bakenbomen in de Bedijkte- en Benedenmaas 2016. Een tussenstand na 9-10 jaar. Hydrobiologisch Adviesburo Klink, Wageningen. HAK Project 514.

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.

Kranenbarg, J. & J. Kemper, 2006. Efficiëntere vismigratie bij vistrappen en kunstwerken. Onderzoek op vismigratie gericht stuwbeheer in de Maas bij Sambeek. WL | Delft Hydraulics. In opdracht van Rijkswaterstaat RIZA. Rapportnummer Q4092.

Kranenbarg J., A. de Bruin, F. Spikmans, M. Dorenbosch, N. van Kessel, R. Leuven, W. Verberk, 2010. Kansen voor riviervissen. Een onderzoek naar het functioneren van oeverbiotopen langs de Maas voor juveniele vis. Stichting Bargerveen, Radboud Universiteit Nijmegen, Stichting RAVON & Natuurbalans Limes Divergens, Nijmegen.

Kroes, M. J., & S. Monden, 2005. Vismigratie: Een handboek voor herstel in Vlaanderen en Nederland. Uitgave van de OVB en het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL.

Kroes, M.J., Merkx, J.C.A. & Kemper, J.H., 2006. Vismigratie via de vistrap bij Grave tijdens het voorjaar van 2006. Rapport VA2006\_03. VisAdvies BV, Utrecht.

Kroes, M.J., N. Brevé, F.T. Vriese, H. Wanningsen & A.D. Buijse, 2008. Nederland leeft met ...vismigratie. Naar een gestroomlijnde aanpak van de vismigratieproblematiek in Nederland. VisAdvies BV, Utrecht. Projectnummer VA2007\_33, 71 pag.

Kurstjens, G. & K. Van Looy, 2020. Maas in Beeld; De ecologische resultaten van 30 jaar natuurontwikkeling langs de Grensmaas, de levensader van het RivierPark Maasvallei.

Lanters, R.L.P, 1995. Vismigratie door de bekkenvistrappen Lith en Belfeld in de Maas. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek, Dienst Landbouwkundig Onderzoek (RIVO-DLO), IJmuiden, 1995. 50 p.

Leeuw, J.J. De & H.V. Winter, 2006. Telemetriestudie naar migratiebarrières voor riviervis (winde, barbeel, kopvoorn, sneep). Rapport C074/06. Wageningen IMARES, IJmuiden.

Lemmers, P, J. Verhees, B. Crombaghs, D. Lemmens & W. Lemmers, 2020. Vier jaar telemetrisch onderzoek in de Geul. Migratiegedrag en -patronen van een rheofiele visgemeenschap in de periode 2015-2018. Projectnummer: 16-120. Natuurbalans – Limes Divergens BV, Nijmegen.

Lemmers, P., J.J.F. Verhees, N. van Kessel & R.E.M.B Gubbels, 2020. Gestippelde alvers (*Alburnus bipunctatus*) in het stroomgebied van de Maas. Waarnemingen in de periode 1919-2019 en toekomstperspectief. Natuurhistorisch Maandblad 109: 157-162

Liefveld, W.M., M. Dorenbosch, N. van Kessel & A.G. Klink, 2017. Evaluatie pilot rivierhout. Effecten op vis, macrofauna en bodem (2014-2016). Rapportnr. 17-115. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Looy, K. van, 2009. Sedimentbeheerplan Gemeenschappelijke Maas. INBO.R.2009.15.

Makaske, B., G. Maas & J. Candel, 2020. Handboek geomorfologisch beekherstel, herziene uitgave. STOWA, Amersfoort. Rapportnummer 2020-36.

Molen D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers en L.L.J. van Nieuwerburgh, 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021. STOWA rapport 2012-31. STOWA, Amersfoort.

Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers, F.C.J. van Herpen & L.L.J. van Nieuwerburgh (reds.), 2018. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. STOWA, Amersfoort. STOWA 2018-49.

Mooren J. & M. Schiphouwer, 2018. Paait de fint dit jaar in Nederland? Kijk mee! Nature Today 2 mei 2018.

Noble, R & I. Cowx, 2002. FAME Work Package 1 - Development of a River-type classification system (D1) & Compilation and harmonisation of fish species classification (D2). Final report. University of Hull, United Kingdom.

Odeh, M. & C. Orvis, 1998. Downstream fish passage design considerations and developments on hydroelectric projects in the north-east USA. - In: Jungwirth, M. et al. (ed.): Fish migration and fish bypasses. - Oxford (Fishing News Books), 67 - 280.

Odeh M., J. F. Noreika, A. Haro, A. Maynard, T. Castro-Santos (U.S. Geological Survey) & G.F. Cada (Oak Ridge National Laboratory), 2002. Evaluation of the effects of turbulence on the behaviour of migratory fish, final report 2002, Report to Bonneville Power Administration, Contract No. 00000022, Project No. 200005700, 55 electronic pages (BPA Report DOE/BP-00000022-1).

Pasmans, R., 2011. Studie voorjaarsmigratie van vissen vanuit de Grensmaas naar de benedenloop van de Geul en omgekeerd. Hasselt: Universiteit Hasselt.

Peters, B., W. Liefveld, M. de la Haye, N. van Kessel & J. Zwerver, 2017. KRW-maatregelen beekmondingen Maasdal, Rijkswaterstaat

Peters, B. & A. de Vocht, 2005. Effectbeoordeling van grinddrempels op beschermde soorten en habitattypen in de bedding van de Grensmaas. Rijkswaterstaat Maaswerken, Maastricht.

Pollux, B.J.A. & A. Kőrösi 2009. Use of stream mouth habitats by *Cottus perifretum* and *Leuciscus cephalus* along the River Meuse (the Netherlands). Journal of Vertebrate Biology, 59 (1): 44-50. Doi: <https://doi.org/10.25225/fozo.v59.i1.a7.2010>

Pollux, B.J.A., A. Kőrösi, A., L.A.J. Nagelkerke & P.M.J. Pollux, 2016. Vissen in de nieuw aangelegde hoogwatergeul in de Raaijweide bij Venlo. Natuurhistorisch Maandblad, 105 (5): 100-106.

Postma, J., N. Evers & R. Knobben, 2018. Doorlichten MWTL meetnet en macrofauna maatlatten. RoyalHaskoning DHV, Nijmegen. WATBF3698R001F01.

Pot, R. 2018. QBWat, programma voor KRW-beoordeling. Versie 6.00. <http://www.roelfpot.nl/qbwat>.

Puijenbroek, P.J.T.M. van, A.D. Buijse, M.H.S. Kraak & P.F.M. Verdonschot, 2018. Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. River Res Applic. 2019;35:68–77.

Raat, A.J.P. [Redactie], 1994. Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Lezingen en posterpresentaties van de Studiedag Vismigratie, Jaarbeurs Utrecht, 15 december 1993. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Reeze, B., W. Liefveld, J. Postma, H. Barneveld, N. van Kessel, H. van der Jagt, T. Smit, H. Coops & D. Tjabbes - Van der Gaag, 2020. Watersysteemrapportage Maas. Antea Group, s.l. projectnummer 0434242.100. 11 februari 2020.

Seeuws, P. & C. Van Liefferinge, 1999. Ecologie en habitatpreferentie van beschermde vissoorten. Soortenbeschermingsplan voor de Kleine modderkruiper. Vlaamse Gemeenschap, AMINAL/NATUUR/1996/nr14. pp. 52.

Semmekrot, S. & F.T. Vriese, 1992. Paai- en opgroeigebieden voor vis in de Maas. OVB-onderzoeksrapport nr 1992-31. Rapport behorend bij project 'Ecological Rehabilitation of the River Meuse' nr. 9, November 1992.

Silva, A.T., C. Katopodis, M.F. Tachie, J.M. Santos & M.T. Ferreira, 2015. Downstream swimming behaviour of catadromous and potadromous fish over spillways. *River Res. Applic.* (2015).

Spierts, I.L.Y., H. Vis & J.H. Kemper, 2010. Ketenmonitoring Maas 2009-2010: onderzoek migratiemogelijkheden riviertrekvisen. VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2009\_27, 26 pag.

Spikmans, F., 2014. Prikken in het Niersstroomgebied. *RAVON* 52: 6-10.

Spikmans, F., A. de Bruin & J. Kranenbarg, 2016. Verkennende studie naar voorkomen larven rivier- en zeeprík in de Maas Stichting RAVON, Nijmegen.

Spikmans, F., J. Kranenbarg & N. van Kessel, N, 2011. Witvingrondel: een nieuwe invasieve exoot in de Rijn en Maas?. *De Levende Natuur*, 112 (3): 96-100.

Stoffers, T., F.P.L. Collas, A.D. Buijse, G.W. Geerling, L.H. Jans, N. van Kessel, J.A.J. Verreth & L.A.J. Nagelkerke, 2020. 30 years of large river restoration: How long do restored floodplain channels remain suitable for targeted rheophilic fishes in the lower river Rhine. *Science of the Total Environment* (In Press). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142931>.

STOWA, 2018. Handreiking KRW-doelen. STOWA, Amersfoort. STOWA 2018-15.

Teichert N, J-P Benitez, A. Dierckx, S. Tétard, E. de Oliveira, T. Trancart, E. Feunteun & M. Ovidio, 2020a. Development of an accurate model to predict the phenology of Atlantic salmon smolt spring migration. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 2020;30:1552–1565. <https://doi.org/10.1002/aqc.3382>.

Teichert, N., S. Tétard, T. Trancart, E. de Oliveira, A. Acou, A. Carpentier, B. Bourillon & E. Feunteun, 2020b. Towards transferability in fish migration models: A generic operational tool for predicting silver eel migration in rivers, *Science of The Total Environment*, Volume 739, 2020, 140069, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140069>.

Termes, P. & G. Maas, 2011. NBL Junne, landschappelijk en hydraulisch ontwerp. Alterra/ DLG/ HKV. i.o.v. Dienst Landelijk Gebied. April 2011.

Therrien, J. & G. Bourgeois, 2000. Fish Passage at Small Hydro Sites. Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, Ottawa, Canada, 114 p.

Tolkamp, H., 2020. Trichoptera in Limburg in 2020. In: De Digitale Kokerjuffer, jaargang 16 (2020), nummer 23, p. 27-30.

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. Rapportnummer 20180857/rap01, ATKB, Waardenburg. In opdracht van RWS ZN. 54 p.

Van de Ven, M. 2020. Keienkusser op vrijersvoeten, paaimigratie van zeeprik. Visionair, 56: 16-19.

Van Emmerik, W.A.M. & W.H. de Nie, 2006. De zoetwatervissen van Nederland ecologisch bekeken. Bilthoven, Sportvisserij Nederland. p. 166-170.

Van Kessel, N., M. Dorenbosch, J. Kranenbarg, G. van der Velde & R.S.E.W. Leuven, 2016. Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. Aquatic Invasions 11(2): 179-188.

Van Kessel, N., G. Hoogerwerf & J. Jeucken, 2014. Monitoring visintrek Amercentrale 2013-2014. Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen.

Van Kessel, N., J. Kranenbarg, M. Dorenbosch, A. De Bruin, L.A.J. Nagelkerke, G. Van der Velde & R.S.E.W. Leuven, 2013. Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: Kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekende kunstwerken. Verslagen Milieukunde nr. 436. Natuurbalans - Limes Divergens, RAVON, Radboud Universiteit Nijmegen - Instituut voor Water en Wetland Research, Wageningen Universiteit - Leerstoelgroep Aquacultuur en Visserij. Pp 88.

Van Kessel, N., M. Dorenbosch, J. Kranenbarg, G. van der Velde & R. Leuven, 2014. Invasieve grondels in grote rivieren en hun effect op de beschermde rivieronderpad. De Levende Natuur, 115 (3): 122-128.

Van Kessel, N., & J. Jeucken, 2010. Monitoring visgeleidingssysteem. Toetsing effectiviteit visgeleidingssysteem waterkrachtcentrale Linne najaar 2009. Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen.

Van Kessel, N., M. Dorenbosch, B. Crombaghs & R. Gubbels, 2009. Indicaties voor voortplanting van de Zeeprik in Nederland. Natuurhistorisch Maandblad, februari 2009, jaargang 98 | 2.

Van Rijssel, J.C., O.A van Keeken & J.J. de Leeuw, 2020. Vismonitoring Rijkswateren t/m 2019 Deel 1: Toestand en trends. Wageningen Marine Research, IJmuiden. Doi: <https://doi.org/10.18174/536268>.



- Velthuis, M., A. Borst, M. Scheepens, I. Barten, A. Dees, M. Moeleker, B. Brugmans & R. Verdonschot, 2019. De ecologische meerwaarde van het aanbrengen van grindbedden in de Tongelreep. H<sub>2</sub>O magazine, 14 januari 2019.
- Vis, H. & Spierts, I.L.Y., 2010. Telemetrisch onderzoek naar de migratie van brasem in de Maas, 2009/2010. Rapport VA2009\_28. Visadvies, Nieuwegein. In opdracht van RWS Limburg & RWS Waterdienst.
- Vis, H., J.H. Kemper & T. da Graça 2020. Definitief Early Warning System en protocol voor de smoltmigratie bij WKC Alphen. VisAdvies BV, Nieuwegein. VA2019\_31. 29, pag.
- Vocht, A. de, 2006. Visserijbeheerplan voor de Grensmaas en de regio Maasland. Eindrapport van de studie AMINAL/B&G/24/2004. Studie uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos.
- Vocht, A. de & Pasmans, R., 2012. Evaluatie van de ingrepen in het zomerbed van de gemeenschappelijke Maas/Grensmaas op de visgemeenschap. Studie uitgevoerd in opdracht van RWS Maaswerken. pp. 89.
- Vriese, F.T. & A.H.M. Boerkamp, 2015. Meerjaren analyse telemetrie volwassen salmoniden Maas 2009-2014. ATKB, Geldermalsen. Rapportnummer: 20141052/rap01. In opdracht van RWS ZN.
- Vriese, F.T., A.H.M. Boerkamp & J. Hop, 2015a. Eindanalyse migratie zalmsmolts Maas (2009 – 2013). ATKB, Geldermalsen. Rapportnummer: 20130983/02 (eindconcept). In opdracht van RWS ZN.
- Vriese, F.T., A.H.M. Boerkamp & J. Hop, 2015b. Eindanalyse schieraalmigratie Maas (2008 – 2012). ATKB, Geldermalsen. Rapportnummer: 20130983/01 (eindconcept). In opdracht van RWS ZN.
- Vriese, F.T., 2017. Vissterfte bij passage van stuwen. ATKB, Waardenburg. Rapportnummer: 20170587/rap01. In opdracht van: Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving.
- Vriese, F.T., 2019. Merken volwassen salmoniden te Lith, 2018. Rapportnr. 20181008/Rap.01. ATKB, Waardenburg.

## Bijlage 1: Beantwoording detailvragen RWS ZN

In deze bijlage worden een aantal kennisvragen behandeld die betrekking hebben op vismigratie en connectiviteit.

→ *Kennisvraag 1: In hoeverre speelt DNA van salmoniden een rol in optreksucces/motivatie in de Maas (als we hier al gegevens van hebben intussen vanuit Wallonië)?*

De genetische samenstelling van de stroomopwaarts migrerende salmoniden zal zeker van invloed zijn op het optreksucces/motivatie tijdens de migratie. Zowel op de Rijn als op de Maas worden juvenielen voor uitzet verkregen door kunstmatige voortplanting van terugkerende volwassen salmoniden. Hiermee hoopt men te bereiken dat vissen op den duur beter aangepast raken aan de specifieke omstandigheden in de betreffende rivieren (genetische selectie op passende eigenschappen) en dus succesvoller worden om hun migratie te volbrengen. DNA data zijn gedurende de loop van het project niet beschikbaar gekomen, dus de vraag kan niet worden beantwoord.

→ *Kennisvraag 2: Is er een leereffect bij het optrekken in de Maas (steeds sneller de vistrap vinden) en pleit dit voor het handhaven van bestaande vistrappen?*

Met de bestaande infrastructuur van het NEDAP Trail system op de Maas is deze vraag niet te beantwoorden. Detectiestations op de Maas liggen ofwel over de gehele breedte van de Maas of nabij de 7 stuwcomplexen. Alleen bij Lith en Linne liggen er zowel bovenstrooms als benedenstrooms detectiestations, zodat kan worden waargenomen wanneer een vis benedenstrooms aankomt en wanneer deze bovenstrooms wordt geregistreerd. Nagenoeg alle salmoniden zijn bovenstrooms van het stuwcomplex te Lith uitgezet, zodat geen inschatting gemaakt kan worden hoe lang vissen er over doen om de vispassage aldaar te passeren.

Er zijn aldus geen data beschikbaar om te kunnen vergelijken met de passageduur bij Linne. Bij de overige stuwcomplexen liggen de detectiestations (op wisselende afstand) bovenstrooms, maar niet waargenomen kan worden wanneer een vis benedenstrooms aankomt. Sambeek vormt hierop een uitzondering; aldaar ligt een detectiestation benedenstrooms van het stuwcomplex en een detectiestation in de vistrap. De vispassage te Sambeek is echter aanzienlijk anders dan die van Linne, zodat een leereffect onwaarschijnlijk is. Over het algemeen wordt de vispassage van Sambeek slecht gevonden, ondanks dat deze goed (vlak onder de stuw) is gesitueerd. De stroomsnelheid van de lokstroom is vaak (afhankelijk van het debiet door de Maas) zeer beperkt (0,2 m/s) (Kroes & Kemper, 2008; Hop, 2014). Bij Linne ligt de inzwemopening op aanzienlijke afstand van het stuwcomplex en is daarmee slecht vergelijkbaar met de situatie te Sambeek.

→ *Kennisvraag 3: Wat valt er nog te optimaliseren aan de bestaande vistrappen en wat zeggen recente (buitenlandse) handboeken hierover?*

In het hoofdstuk “maatregelen” is ingegaan op de optimalisatiemogelijkheden voor bestaande vispassages op de Maas. Via het zoekprogramma ProQuest is gezocht naar recente vismigratie handboeken. Hieronder wordt de literatuurreferentie weergegeven en besproken of deze innovaties bevatten ten opzichte van de oudere vismigratiehandboeken (w.o. Clay, 1961 etc.).

- a. Anon, 2007. Fish Passage and Screening Design. Technical Supplement 14N. Part 654. National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture. 56 p.  
Technisch handboek voor het ontwerp van vispassages en viswerende roosters. Voor standaard vismigratie oplossingen, zoals bekkenvistrappen, vertical slot vistrappen, Denil vistrappen, Alaskan steepass, vistrappen opgebouwd uit natuurlijke materialen en oplossingen voor duikers worden ontwerpcriteria en voorbeelden gegeven. Geen nieuwe inzichten.
- b. Washington Department of Fish and Wildlife. 2009. Fish Passage and Surface Water Diversion Screening Assessment and Prioritization Manual. Washington Department of Fish and Wildlife. Olympia, Washington. 240 p.  
Technisch handboek gericht op het inventariseren en prioriteren van habitat en vismigratieknelpunten en wateronttrekkingen in het veld. Sterk gericht op het passeerbaar maken van duikers, dammen en natuurlijke barrières waarbij de gekozen oplossingen gedateerd aandoen. Biedt geen nieuwe bruikbare inzichten om bestaande vistrappen op de Maas te verbeteren.
- c. Environment Agency, 2010. Environment Agency Fish Pass Manual: Guidance Notes On The Legislation, Selection and Approval Of Fish Passes In England And Wales. Document – GEHO 0910 BTBP-E-E. Almondsbury, Bristol. 379 p.  
Zeer uitgebreid vismigratiehandboek dat ingaat op het hele proces waarmee een vismigratievoorziening wordt gerealiseerd (wetgeving, selectie, goedkeuring, monitoring etc.) evenals monitoring na realisatie. Beschrijft alle bekende vismigratievoorzieningen (technisch, zowel als niet technisch) en is daarmee zeer compleet. Echter, geen nieuwe innovaties toepasbaar op de Maas.
- d. PIANC, 2013. Fish passage. PIANC report No 127, Inland navigation commission. PIANC Secretariat General Boulevard du Roi Albert II 20, B 3, B-1000 Bruxelles, Belgique.  
Een meer beschrijvend handboek dat een goed overzicht geeft van vismigratievoorzieningen voor stroomopwaartse en stroomafwaartse (visgeleiding) vismigratie op dat moment. Voor echte ontwerpcriteria wordt verwezen naar reeds bestaande vismigratiehandboeken (DVWK, 2002, OVB/AMINAL, 2005; DWA, 2006; 2010).
- e. ICPDR (International Commission for the Protection of the Danube River), 2013. Measures for ensuring fish migration at transversal structures. Technical paper. Vienna. 54 p.  
Technisch handboek gericht op het ontwerp van vismigratievoorzieningen en bescherming van vis bij stroomafwaartse migratie. Baseert zich op eerder uitgebrachte vismigratiehandboeken. Biedt geen nieuwe inzichten ten aanzien van vispassage ontwerp. Bevat wel een aantal handige tabellen waar het gaat om kenmerken van natuurlijke bypassvoorzieningen (dimensies, verhang, debiet).
- f. Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P. and Voegtle B., 2014. Assessing the passage of obstacles by fish. Concepts, design and application. Onema. 200 p.  
Dit vismigratiehandboek richt zich sterk op een evaluatie van mogelijke barrières voor vis, waarbij in detail wordt gekeken naar de hydraulische condities ter plaatse en de zwemcapaciteiten en springcapaciteiten van vissen. Vissen worden met betrekking tot deze aspecten in

vergelijkbare groepen ingedeeld waarmee met betrekking tot de vispasseerbaarheid van obstakels een gedifferentieerd oordeel tot stand komt. Een aanpak waarbij pas in een laat stadium wordt overgegaan tot het realiseren van vismigratievoorzieningen. Niet gebruikelijk in Nederland. Bevat dan ook geen nieuwe aspecten die toepasbaar zijn op de vispassages op de Maas.

- g. *Franklin, P, E. Gee, C. Baker & S. Bowie, 2018. New Zealand Fish Passage Guidelines for structures up to 4 metres. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd, Hamilton. 229 p.* Handboek dat sterkt in gaat op procedures om tot vismigratieoplossingen te komen. Voor het technisch ontwerp wordt verwezen naar reeds langer bestaande vismigratiehandboeken, voornamelijk DVWK (2002). De auteurs signaleren dat er voor Nieuw-Zeeland ook nieuwe oplossingen nodig zijn voor specifieke endemische soorten met klimcapaciteiten. Ook wordt in dit handboek meer dan 20 pagina's besteed aan het ontwerpen en maken van barrières in waterlopen voor ongewenste exoten die inheemse bedreigde soorten verdringen.

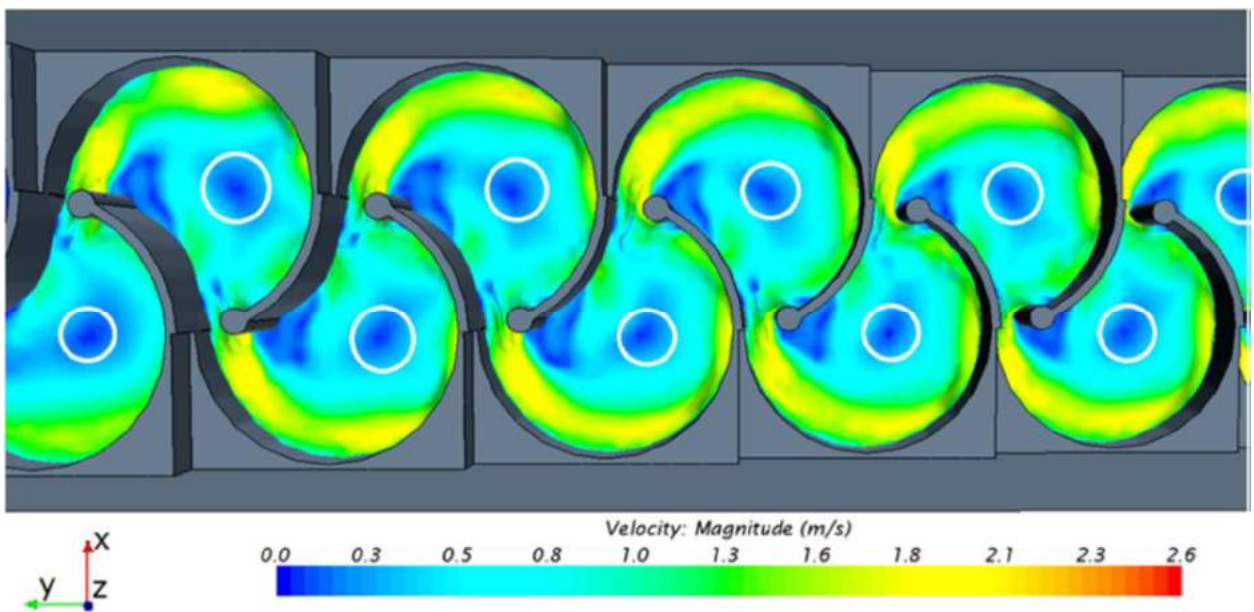
Overige vismigratiehandboeken (DVWK, 2002; DWA, 2005, Handboek Vismigratie voor Vlaanderen en Nederland, 2005) zijn ouder en bevatten geen nieuwe oplossingen.

Een relatief recente ontwikkeling op het gebied van vispassages is de toepassing van zogenaamde Mäander vispassages (zie Foto 10 en Figuur 84). Dit type vispassage wordt gedurende de laatste 15 jaar voornamelijk toegepast in de Duitsland. Deze vispassage heeft, qua werkingsprincipe, grote overeenkomst met de Vertical slot vispassage. De bekkens van de vispassage zijn echter niet rechthoekig maar half rond (of zelfs iets meer dan dat). Dit maakt het wel mogelijk om de vispassage te realiseren op een gering grondoppervlak en tegen relatief geringe kosten (deels prefab). Onderstaand worden een aantal afbeeldingen van dit type vispassage weergegeven om het werkingsprincipe te verduidelijken.

Aangegeven werd dat tot en met 2015 er meer dan 60 van dit type vispassages zijn gerealiseerd, voornamelijk in Oost-Duitsland. Er zijn zeker meer dan 30 evaluaties uitgevoerd met over het algemeen goede resultaten. Deze vispassage is nog niet toegepast op echt grote rivieren, maar het lijkt niet onwaarschijnlijk dat deze daar ook goed zouden kunnen werken (Helbig *et al.*, 2015), juist vanwege de overeenkomsten met de Vertical slot vispassages.



Foto 10 Bovenaanzicht (links) en vooraanzicht (rechts) van de Mäander vispassage.



Figuur 84 Stromingsverloop en stroomsnelheden in een Mäander vispassage.

→ Kennisvraag 4: Bestaat er een risico dat salmoniden vanaf benedenstrooms een turbine inzwemmen en daarbij gewond raken of sterven?

In het kader van een Passende Beoordeling van de nieuwe waterkrachtcentrale te Borgharen is deze vraag beantwoord in een oplegnotitie (Vriese & Ter Steege, 2020). Onderstaand is daarvan de tekst opgenomen, waarbij een poging is gedaan dit te veralgemeniseren naar de toepassing van Kaplan turbines in wkc's.

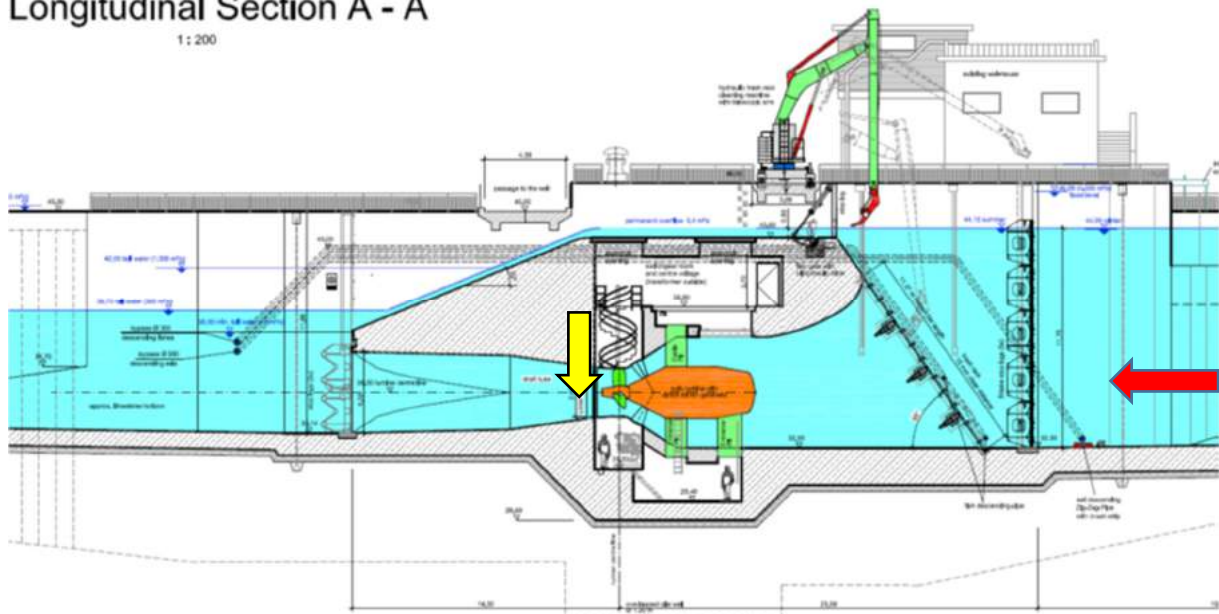
### Werking van de Kaplan turbine

De werking van de turbine is erop gericht om potentiële energie van het rivierwater om te zetten in dynamische energie. Water wordt langs een schoepenrad geleid waardoor dit gaat draaien en elektriciteit kan

genereren. Wanneer het langsstromende water het schoepenrad is gepasseerd, heeft het nog een hoge snelheid en dus veel energie. Ten einde deze energie ook te benutten, wordt er achter het schoepenrad een zuigbuis gemonteerd. In de zuigbuis neemt de watersnelheid geleidelijk af van zo'n 10 m/s naar 1 m/s, afhankelijk van het beschikbare debiet. Het gaat om veel energie want deze is evenredig met het kwadraat van de stroomsnelheid (in dit geval met een factor 100). Ofwel bij een moderne turbine duwt het water aan de bovenstroomse kant van het schoepenrad en zuigt het na passage aan de benedenstroomse kant. Om het rendement bij verschillende debieten te verhogen, kunnen de schoepbladen van de Kaplan turbine draaien, waarbij de doorstroomopening aangepast wordt. Bij lagere debieten wordt de doorstroomopening verkleind. Hierdoor wordt de stroomsnelheid tussen de schoepen hooggehouden bij afnemende debieten. De vormgeving van de zuigbuis wordt met behulp van schaalmodellen in een laboratorium ontworpen. Ontwerpen met computermodellen is tot nu toe niet mogelijk gebleken omdat het water zo turbulent is. Als voorbeeld Figuur 85 geeft de lengtedoorsnede van een te realiseren WKC te Borgharen.

## Longitudinal Section A - A

1:200



**Figuur 85** Lengtedoorsnede van de WKC te Borgharen (links is benedenstrooms, rechts is bovenstrooms). Rode pijl: stroomrichting van het water. Gele pijl: zuigbuis.

Dat bij een lager debiet de zwemsnelheid van de vissen hoger is dan de uitstroomsnelheid van de turbine is niet correct. Dit is wel het geval bij het eind van de zuigbuis, maar niet bij de turbine zelf, omdat de stroomsnelheid bij de schoepen van een Kaplan turbine altijd hoog blijft door de verstelbare schoepen. Hierdoor is de stroomsnelheid bij de schoepen van de turbine onafhankelijk gemaakt van het debiet. Dit is heel anders dan bijvoorbeeld bij een Francis turbine, zoals bij ECI in Roermond (zie uitwerking onder).

Er is een fundamenteel verschil tussen Francis turbines (zoals bij ECI in Roermond) en Kaplan turbines. Een Francis turbine heeft over het algemeen een heel groot schoepenrad (zie Figuur 86 voor een voorbeeld van een rotor van een Francis turbine en een WKC met Francis rotor). Dat betekent dat het toerental laag is en er veel schoepen zijn. Als gevolg hiervan is de stroomsnelheid bij de Francis turbine in de zuigbuis laag. Het is bij een dergelijk ontwerp voorstelbaar dat zalmen in staat kunnen zijn om tot aan de schoepen te zwemmen en zo verwond kunnen raken. Dat is dus fundamenteel anders dan bij een Kaplan turbine.

## Conclusie ten aanzien van ontwerp Kaplan turbine

Een moderne dubbel geregelde Kaplan turbine heeft een hoger toerental in vergelijking met oudere WKC's en verstelbare schoepen en een grote stroomsnelheid in de zuigbuis. Door de schoepen te verstellen, wordt ervoor gezorgd dat de uitstroomsnelheid in de openingen tussen de schoepen op het zelfde hoge niveau blijft, ongeacht het debiet. Door deze snelheid zijn zalmen niet in staat om de zuigbuis in te zwemmen tot aan de rotor. Daardoor is het voor vissen dus feitelijk onmogelijk c.q. uitgesloten om door de schoepen geraakt te worden, ook bij een laag debiet.

Met betrekking tot de WKC's te Lith en Linne is geconstateerd dat de stroomsnelheid direct benedenstrooms van de turbinerotor dusdanig hoog is ( $\pm 8 - 9,5$  m/s, bij vollast, afhankelijk van het debiet) dat het onwaarschijnlijk is dat salmoniden tot aldaar in de WKC kunnen doordringen en gewond kunnen raken (doorsnede rotor = 4 m,  $r = 2$  m, oppervlakte vlak voor de rotor =  $\pi \times r^2 = 3,14159 \times (2)^2 = 12,56$  m<sup>2</sup>, bij 100 m<sup>3</sup>/s is de stroomsnelheid  $100 / 12,56 = 7,96$  m/s en bij 120 m<sup>3</sup>/s is de stroomsnelheid  $120 / 12,56 = 9,55$  m/s). Dit is hoger dan de maximale zwemsnelheid van salmoniden (maximaal 7 – 8 m/s bij individuen met een lengte van 0,9 – 1,0 m, bij relatief hoge temperaturen, (Baudoin *et al.*, 2014). Voor het merendeel van de stroomopwaarts migrerende salmoniden (met kleinere lengtes) ligt deze snelheid aanzienlijk lager (<4,5 x lichaamslengte) (Booth, 1998). Salmoniden van 0,8 m lengte zwemmen dan maximaal 3,6 m/s.



**Figuur 86** Voorbeeld van een Francis rotor (links) en opstelling in een WKC (rechts).

## De rol van turbulentie en visgedrag

Naast het gegeven dat de stroomsnelheid ter hoogte van de rotor hoog blijft (ook bij lage debieten) is hierdoor ook sprake van grote turbulentie van het water direct na het passeren van de rotor. Het water is daar dusdanig turbulent dat vissen en ook salmoniden deze turbulentie te allen tijde zullen mijden. Bovendien maakt de turbine voor de vissen een groot lawaai, waardoor het voor de vissen erg onaantrekkelijk is om de zuigbuis in te zwemmen, zelfs als de stroomsnelheid aan het eind van de zuigbuis laag is. En dergelijke onaangename migratieroute zullen vissen vanuit hun natuurlijk gedrag vermijden. Zij zullen ook om die reden de vistrap nemen, die juist zo ontworpen is dat deze optimaal aantrekkelijk voor een migrerende vis is.

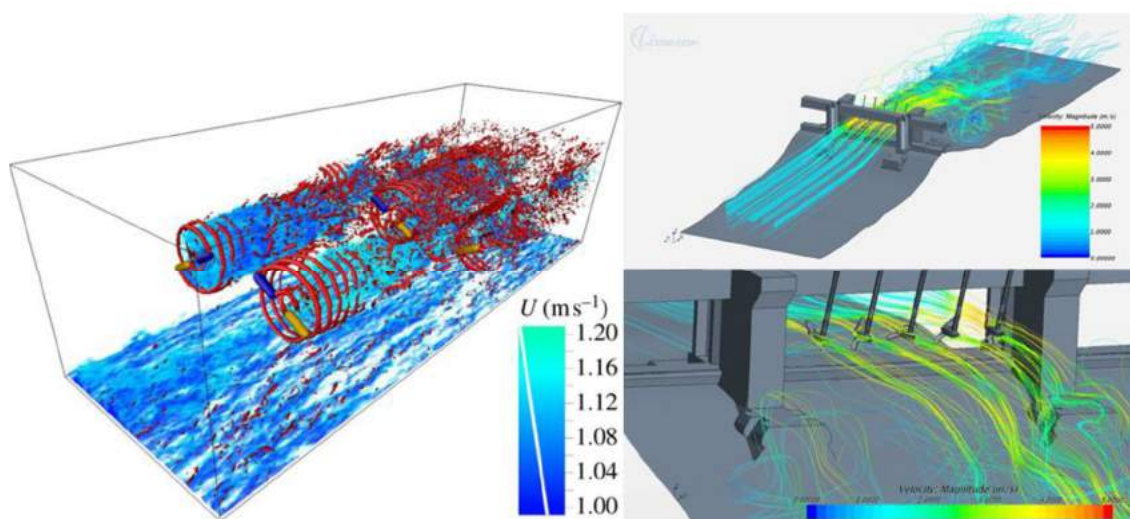
Een beeld van turbulentie na turbines is weergegeven in Figuur 87. Het is een weergave van de turbulentie van de Tocardo turbines te Den Oever. De Tocardo turbines (vrije stromingsturbines) hebben een wezenlijk lager toerental en er is sprake van een lagere stroomsnelheid in vergelijking met een Kaplan turbine. De turbulentie condities bij de Kaplan turbine zijn dus veel extremer dan het voorbeeld in Figuur 87 en daar-

mee is het veel minder gemakkelijk voor de zalmen om in de nabijheid van de rotorbladen te komen. Wageningen Marine Research (Erwin Winter, mondelinge mededeling in presentatie “Intrekkende salmoniden en turbines Kornwerderzand”, Utrecht, 28 juni 2017 bij RWS) te IJmuiden constateert dat zalm minder turbulentie preferereert boven hoge turbulentie. Sterker nog, bij een turbulentie in de orde grootte van een Tocado turbine verliest de vis zijn oriëntatie en zwemvermogen en zal dus naar benedenstrooms uitgespoeld worden. Op basis van deze gegevens kan worden aangenomen dat bij de Kaplan turbine, waarbij de omstandigheden nog veel turbulenter zijn dan bij een Tocado turbine, de zalmen fysiek niet meer in staat zijn bij de rotorbladen te komen, ook niet bij lagere debieten en lagere stroomsnelheden. Juist omdat bij een Kaplan turbine de turbulentie in de buis hoog blijft, óók bij lagere debieten en lagere stroomsnelheden.

Daarnaast blijkt uit het onderzoek van Hammer *et al.*, (2015), waarin visgedrag wordt geïncorporeerd in botsingsmodellen, dat vissen ontwijkend gedrag vertonen (zie Figuur 88). Tegen de stroom in is de kans dat botsing optreedt helemaal nihil omdat de vis zeer makkelijk de turbine kan vermijden (ze worden immers teruggespoeld door de stroming). Zoals hierboven ook al aangegeven zullen ze vanuit hun natuurlijke gedrag de minder turbulente omstandigheden van de aanwezige vistrap verkiezen.

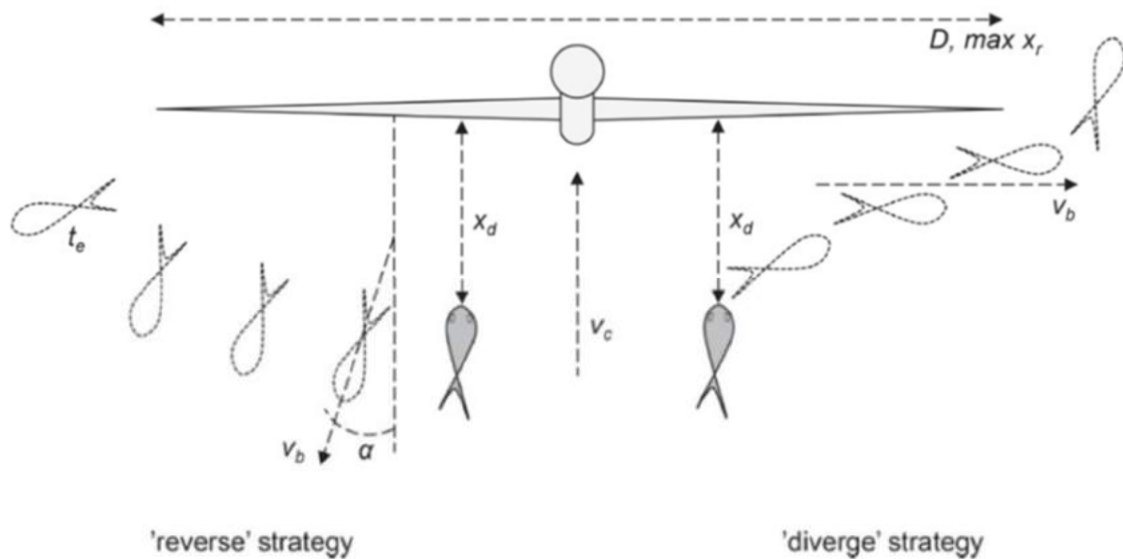
### Conclusie ten aanzien van de rol van turbulentie en visgedrag

Door de turbulente condities die gepaard gaan met de werking van een Kaplan turbine zal er zelfs bij een laag debiet sprake zijn van een hoge turbulentie en daarmee zijn er geen risico zijn op verwonding bij volwassen zalmen.



**Figuur 87** Stromingspatroon en turbulentie bij Tocado turbines (presentatie “Intrekkende salmoniden en turbines Kornwerderzand”, Utrecht, 28 juni 2017).





**Figuur 88** Ontwijkingsgedrag van vissen wanneer deze een turbine rotor tegenkomen (omdraaien en terugzwemmen of proberen er langs te zwemmen (alleen bij vrije stromingsturbinen). Bron Hammer et al., 2015.

### Debiet, watertemperatuur en migratie

Met betrekking tot de situatie op de Grensmaas: het kan voorkomen dat er én sprake is van een debiet van minder dan  $50 \text{ m}^3/\text{sec}$ , én een watertemperatuur van lager dan 21 graden, maar dit zijn uitzonderingen. De laagste afvoeren zijn in de zomer, en dan is de temperatuur van het water veelal hoger. Hoe minder water, hoe sneller het water in de brede Grensmaas opwarmt. Overigens: bij een debiet onder de  $10 \text{ m}^3/\text{sec}$  staat de centrale sowieso stil. Gemiddeld gaat het om zo'n 50 dagen dat het debiet in de Grensmaas tussen  $10 \text{ m}^3/\text{sec}$  en  $50 \text{ m}^3/\text{sec}$  is. Dat is vooral in de zomermaanden, als de watertemperatuur veelal hoger dan 21 graden is en dan vormt het dus geen probleem omdat salmoniden bij een dergelijke hoge temperatuur niet migreren. Het gaat daarbij ook niet om de temperatuur bij de centrale, maar om de temperatuur in de gehele (Grens)maas. Dit betekent dat het ook plekken betreft waar de Maas heel breed is, en het water stil staat en snel opwarmt, zoals bij dammen etc. In de Watersysteemrapportage Maas (2020) is aangegeven dat de jaargemiddelde temperatuur van het Maaswater bij Eijsden en Borgharen in de afgelopen 100 jaar 3 graden is gestegen en ook het aantal dagen waarop de watertemperatuur boven de  $23 \text{ }^\circ\text{C}$  uitkomt, ligt momenteel hoger dan in de eerste helft van de vorige eeuw. Van af de jaren '60 is het Maaswater veelal 10 tot 60 dagen warmer dan  $23 \text{ }^\circ\text{C}$ . Migratie kan dan in het geheel niet worden verwacht.

Het is verder ook de vraag hoeveel vissen bij een lage waterafvoer in de Grensmaas daadwerkelijk nog kunnen migreren. Op sommige delen is de Grensmaas heel erg breed, en bij lage afvoeren is de waterhoogte daardoor zeer beperkt en staan grindbedden (drempels) boven water. Dit zijn zeer ongunstige condities voor migratie. Daar komt nog bij dat onder dergelijke condities er extra kansen voor predatoren zijn om bij dergelijke lage afvoeren vissen te kunnen vangen.

Salmoniden paaien in de bovenlopen van de (Rijn en) Maas in de winterperiode (december-januari). Het merendeel van de migratie op de rivieren vindt dan ook plaats in de maanden daarvoorafgaand (oktober – december), wanneer de afvoer hoog is (Kennisdocument Atlantische zalm, Sportvisserij Nederland, 2007). Migratie in het voorjaar of de vroege zomermaanden wordt wel waargenomen, maar veelal verdwijnen deze vissen in de zomermaanden uit beeld om dan in oktober-november weer in de Maas op te duiken.

Het is zeer aannemelijk dat in de warme periode deze vissen diepe, koelere wateren (Maasplassen) opzoeken om aan de hoge zomertemperaturen te ontkomen (Vriese & Boerkamp, 2015). Ook uit het onderzoek van Bij de Vaate & Breukelaar (2001) bleek dat de migratie van salmoniden stilvalt bij watertemperaturen boven de twintig graden.

### **Conclusie ten aanzien van debiet, watertemperatuur en migratie**

Het is mogelijk dat er ook bij temperaturen lager dan 21 graden sprake is van een laagdebiet. Mocht er dan toch sprake zijn enige migratie onder deze uitzonderlijke omstandigheden, dan garandeert het ontwerp van een Kaplan-turbine dat de zalmen niet nabij de rotorbladen zullen komen en de voorkeur geven aan passage via de vispassage.

### **Ervaringen uit de praktijk op de Maas**

Ook in de praktijk is er nog nooit een verwonding aan een zalm geconstateerd op de Maas. Ter aanvulling, Tim Vriese (coauteur van deze rapportage), voorziet al sinds het jaar 2000 salmoniden gevangen bij Lith (voornamelijk direct benedenstrooms van de WKC) van NEDAP-transponders om hun migratie te volgen voor RWS. In deze periode van 20 jaren zijn er honderden salmoniden gevangen waarover is gerapporteerd en waar foto's van beschikbaar zijn: 2000: 60 salmoniden; 2001 - 2002: 96 salmoniden; 2003: slechts één zalm; 2004: 96 salmoniden; 2009 – 2014: 78 salmoniden; 2016 – 2018: 53 salmoniden, de meeste zalm met lengtes tot 1 m.

In totaal zijn er dus 384 salmoniden gevangen en gezien, waarbij een verwonding, zoals eerder benoemd nog nooit is geconstateerd. In het genoemde onderzoek stonden in de latere jaren 3-4 zalmsteken (grote fuiken om zalmen te vangen) direct benedenstrooms van de WKC. Het is evident dat er een zeer grote kans is dat een verwonde zalm in deze netten zou worden gevangen, indien er een zalm door de turbine gewond zou raken. Juist gewonde dieren zijn kwetsbaar voor vangst in dergelijk netten doordat zij abnormaal zwemgedrag vertonen. Het feit is dat er in al deze bovenstaande jaren op geen enkel moment een salmonide met dergelijke verwondingen is gevangen. Dit onderschrijft de eerdere conclusies dat verwondingen niet optreden.

### **Andere oorzaken van verwondingen?**

Door het Duitse bureau BFS is recent een rapport uitgebracht met de titel: "Todesursache unbekannt Zur Interpretation schwerster äußerer Verletzungen bei großen Fischen". Het rapport gaat in op dode vissen gevonden langs de oevers van de Rijn met grote verwondingen (insnijdingen, doorsnijdingen etc.). Zij geven aan dat deze zeer waarschijnlijk zijn veroorzaakt door contact van de vissen met scheepsschroeven (zie Figuur 89).

Ook in ons land is dat verschijnsel bekend. Bij lage afvoeren worden overal in de kribvakken dode alen gevonden (zogenaamde knakalen) die zeer waarschijnlijk ook getroffen zijn door scheepsschroeven (zie hiervoor Sportvisserij Nederland: <https://www.sportvisserijnederland.nl/actueel/nieuws/21281/vrijwilligersknakaalonderzoek-gezocht.html>). Ook in de V.S. is geconstateerd dat intense scheepvaart op rivieren (bijvoorbeeld als gevolg van de bouw van een stuwdam) kan leiden tot oversterfte bij steuren in die rivieren, waarbij de karakteristieke verwondingen ook insnijdingen en doorsnijdingen zijn. Het is niet uit te sluiten dat de gewonde zalm aangetroffen op de Roer in aanraking is geweest met scheepvaart op de Maas.



*Figuur 89 Doorsneden zalm aangetroffen op de oever van de Rijn in Duitsland.*

Ten aanzien van de vraag: “Zwemmen salmoniden vanaf benedenstrooms Kaplan turbines in?” kan worden geconstateerd dat bij de betreffende Kaplan turbine de stroomsnelheden altijd hoog zijn ook wanneer er sprake is van lagere debieten en daarmee lagere stroomsnelheden. Waarbij de omstandigheden nabij de rotorbladen ten alle tijden dusdanig turbulent zijn voor de zalmen dat ze niet fysiek instaat zullen zijn om nog verder stroomopwaarts te trekken. Deze turbulente omstandigheden borgen dat de zalmen niet nabij de rotorbladen kunnen komen en van verwondingen geen sprake zal zijn.

Daarnaast hebben zalmen vanuit hun natuurlijke gedrag een voorkeur voor minder turbulente omstandigheden en zullen zij in deze situatie de voorkeur geven aan de vispassage. Ook wanneer er sprake is van lage waterstanden en een lager debiet. De vispassage is juiste optimaal ingericht op de migratie van zalm. Waarmee ook de aanwezigheid van deze vispassage borgt dat er geen zalmen nabij de rotorbladen komen en daarmee verwonding van zalmen niet aan de orde is.

### **Wat zegt het telemetrisch onderzoek naar salmoniden?**

Tabel 22 in paragraaf 4.2.2. geeft de detecties van salmoniden op de stations in de Maas. Als dan gekeken wordt naar de detecties van salmoniden op het station gelegen direct benedenstrooms van de wkc te Linne (Maas\_Linne\_wkc\_ben), dan valt te constateren dat in totaal (in de periode 2009-2019) 16 salmoniden aldaar zijn waargenomen. Al deze salmoniden zijn op bovenstrooms gelegen detectiestations waargenomen. In totaal 12 van deze salmoniden zijn door de vistrap van Borgharen gepasseerd en 10 vissen zijn waargenomen op het station Maas\_Maastricht. Als verwonding door het inzwemmen van af benedenstrooms van de wkc een reële optie was, dan is de kans zeer klein dat alle vissen (tot ver) bovenstrooms worden waargenomen. Er is dus geen enkele waarneming dat benedenstrooms van de wkc gedetecteerde vissen direct daarna niet meer worden waargenomen / sterven.

