

# Beoordelingssystematiek beschermd vissoorten van de Grensmaas

C. Deerenberg, M.A.M. Machiels, T. van Kooten,  
M.T. van der Sluis, A.J. Paijmans  
Rapportnummer C071/12



## IMARES Wageningen UR

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Opdrachtgever:

Provincie Limburg, Afdeling Landelijk Gebied, cluster  
Natuur  
Postbus 5700  
6202 MA Maastricht

provincie limburg



Publicatiedatum:

5 juli 2012

**IMARES is:**

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

P.O. Box 68  
1970 AB IJmuiden  
Phone: +31 (0)317 48 09 00  
Fax: +31 (0)317 48 73 26  
E-Mail: [imares@wur.nl](mailto:imares@wur.nl)  
[www.imares.wur.nl](http://www.imares.wur.nl)

P.O. Box 77  
4400 AB Yerseke  
Phone: +31 (0)317 48 09 00  
Fax: +31 (0)317 48 73 59  
E-Mail: [imares@wur.nl](mailto:imares@wur.nl)  
[www.imares.wur.nl](http://www.imares.wur.nl)

P.O. Box 57  
1780 AB Den Helder  
Phone: +31 (0)317 48 09 00  
Fax: +31 (0)223 63 06 87  
E-Mail: [imares@wur.nl](mailto:imares@wur.nl)  
[www.imares.wur.nl](http://www.imares.wur.nl)

P.O. Box 167  
1790 AD Den Burg Texel  
Phone: +31 (0)317 48 09 00  
Fax: +31 (0)317 48 73 62  
E-Mail: [imares@wur.nl](mailto:imares@wur.nl)  
[www.imares.wur.nl](http://www.imares.wur.nl)

© 2012 IMARES Wageningen UR

IMARES is onderdeel van Stichting DLO  
KvK nr. 09098104,  
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A\_4\_3\_1-V12.2

# Inhoudsopgave

Samenvatting.....	5
Disclaimer.....	8
1 Inleiding.....	9
1.1 Aanleiding .....	9
1.2 Zalm en waterkrachtcentrales (WKC's).....	10
1.2.1 Levensloop ('life history') van de zalm op de Maas.....	10
1.2.2 Waterkrachtcentrales (WKC's) .....	10
1.3 Kennisvraag.....	11
1.3.1 Maximaal toelaatbare additionele sterfte (tijdens stroomafwaartse migratie).....	12
1.3.2 Schadebepaling .....	12
1.4 Aanpak .....	12
1.4.1 Conditie .....	12
1.4.2 Simulatiemodel en sterfte .....	13
2 Juridisch toetsingskader.....	15
2.1 Natuurbeschermingswet 1998.....	15
2.2 Instrumentarium .....	16
2.2.1 De Habitattoets .....	16
2.2.2 Significante gevolgen en normen.....	17
3 Sterfte zalmsmolts tijdens stroomafwaartse migratie.....	21
3.1 Schatting van de totale overleving c.q. sterfte op de trekroute .....	21
3.2 Waargenomen sterfte .....	22
3.2.1 Overige oorzaken (op basis van telemetriestudies) .....	22
3.2.2 WKC passage (op basis van telemetriestudies).....	25
3.2.3 Verlies aan zalmsmolts op het gehele migratietraject .....	25
3.2.4 Verlies aan zalm bij optrek naar paaigebieden.....	26
4 Populatie dynamisch model zalm in de Maas .....	27
4.1 Achtergrond.....	27
4.1.1 Criteria voor uitbreiding van de zalmpopulatie.....	27
4.1.2 Geschiktheid van het zalmmodel voor de andere twee vissoorten.....	29
4.2 Model: opzet en parameters .....	30
4.2.1 Levenscyclus van Atlantische zalm .....	30
4.2.2 Parameterisatie van het model.....	31
4.2.3 Matrix populatie model .....	32
4.2.4 Stochasticiteit .....	32
4.3 Invulling van het model .....	34
4.3.1 'Best beschikbare kennis' .....	34
4.3.2 Parameterwaarden.....	35
4.4 Gesimuleerde populatieontwikkeling .....	37
4.4.1 Kans op uitbreiding van de populatie .....	37
4.4.2 Maximaal toelaatbare additionele sterfte .....	38
4.4.3 Scenario's.....	39
4.4.4 Toetsing 10%-visschadenorm .....	41

4.5	Significante gevolgen .....	41
4.5.1	Onzekerheid.....	42
4.5.2	Alternatieve benaderingen.....	42
5	Monitoring van vis schade door WKC's .....	45
5.1	Netvangsten achter de centrale.....	45
5.2	Sterfte vast te stellen met netvangsten achter de centrale .....	45
5.3	Aantal benodigde steekproeven voor vaststelling sterfte (monitoring).....	45
6	Conclusies .....	49
6.1	Maximaal toelaatbare additionele sterfte .....	49
6.2	Additionele sterfte door WKC's.....	49
6.3	Onzekerheden en significante gevolgen .....	50
6.4	Monitoring van schade.....	50
	Referenties .....	53
	Kwaliteitsborging .....	55
	Verantwoording .....	55
	Bijlage A. Levensloop van de rivierprik en de rivieronderpad.....	57
	Bijlage B. Modelresultaten scenario's .....	59

## Samenvatting

### *Maximaal toelaatbare additionele sterfte*

Waterkrachtcentrale Borgharen B.V. heeft het voornemen een waterkrachtcentrale (WKC) aan te leggen en in werking te hebben nabij Natura 2000-gebied Grensmaas en heeft daartoe een vergunning aangevraagd in het kader van de Natuurbeschermingswet. De Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State heeft de bij de vergunningverlening gehanteerde visschadenorm ontoereikend verklaard en de verleende vergunning vernietigd.

In het Ontwerp Aanwijzingsbesluit voor de Grensmaas zijn instandhoudingsdoelstellingen opgenomen voor drie vissoorten: rivierprik, zalm en rivierdonderpad. Voor alle drie de soorten is het doel behoud van de omvang en de kwaliteit van het leefgebied; voor de rivierprik en de zalm gaat het daarbij ook om uitbreiding van de populatie. Bovendien is de (landelijke) staat van instandhouding matig ongunstig voor de rivierdonderpad en de rivierprik en zeer ongunstig voor de zalm.

In dit rapport wordt een wetenschappelijk onderbouwde beoordelingssystematiek gepresenteerd, die rekening houdt met de matig tot zeer ongunstige staat van instandhouding en de geldende verbeterdoelstelling voor de kwalificerende soorten. Deze beoordelingssystematiek is gestoeld op een populatiedynamisch matrixmodel voor de zalm, de meest gevoelige van de beschermde vissoorten van de Grensmaas. Het model verenigt de op dit moment 'best beschikbare kennis' over kenmerken van de zalm populatie in de Maas en de verschillende productie- en sterftefactoren. Om die reden vormen simulaties met dit model de best beschikbare methode om gevolgen van een activiteit of project op de populatieontwikkeling, en dus op de instandhoudingsdoelstelling, te evalueren.

Deze best beschikbare kennis betreft enerzijds algemene literatuur over de zalm, waaruit informatie is gefilterd door rekening te houden met de breedtegraad en met de lengte van de rivier (i.c. de Maas), twee factoren die de kenmerken van een lokale populatie sterk beïnvloeden. Anderzijds betreft deze kennis literatuur over onderzoeken specifiek aan zalm of zalmachtigen (salmoniden) in de Maas. In beide gevallen zijn gemiddelde waarden voor parameters opgenomen. Indien alleen meer algemene waarden beschikbaar waren, die niet nader geïdentificeerd konden worden middels breedtegraad of rivierlengte, zijn zogenaamde 'worst case' waarden (d.w.z. binnen de gevonden variatie de meest ongunstige waarde) opgenomen. Dit is gebaseerd op toepassing van het voorzorgsbeginsel bij onzekerheid. Voor de fase waarop de ontwikkelde beoordelingssystematiek van toepassing is, de stroomafwaartse migratie, is bovendien gerapporteerde of berekende variatie van de parameterwaarden, die op die fase betrekking hebben, in het model opgenomen (stochasticiteit). Voor de overige parameters, die betrekking hebben op de andere levensfasen, is het model deterministisch. De gevoeligheid van de resultaten van simulaties met het model voor verandering van de gebruikte waarden van de parameters is onderzocht met verschillende scenario's, waarin steeds één parameterwaarde is veranderd.

Met het model zijn simulaties uitgevoerd om het effect van additionele sterfte tijdens de fase van stroomafwaartse migratie van smolts op de populatieontwikkeling in te schatten. Uit simulaties onder het 'Referentie' scenario blijkt – gegeven de aannames en parameterisatie van het model en zonder additionele sterfte, dus ook niet van de huidige vier WKC's in de Maas – dat de kans op uitbreiding van de populatie hoogst waarschijnlijk is: alle simulaties lieten een positieve populatieontwikkeling zien. Toevoeging van het effect van de vier huidige WKC's op de Maas is onderzocht in het 'Status quo' scenario. Ook uit die simulaties blijkt dat de meeste simulaties een positieve populatieontwikkeling lieten zien en de kans op uitbreiding van de populatie hoogst waarschijnlijk is (>99%). De hoge kans op uitbreiding van de populatie (>95%) geldt voor vrijwel alle andere scenario's, die zijn onderzocht voor de huidige situatie met vier WKC's op het migratietraject. Alleen onder het scenario waarin de sterfte tijdens

de stroomopwaartse migratie was verhoogd ('Verhoogde optreksterfte'), liet slechts een beperkt deel (ca. 24%) van de simulaties een positieve populatieontwikkeling zien.

Om de maximaal toelaatbare ruimte voor additionele sterfte op het Nederlandse deel van de Maas te bepalen is de standaard voor wetenschappelijke zekerheid toegepast, waarvoor gewoonlijk een waarschijnlijkheid van 95% wordt gebruikt. Om deze ruimte te schatten is het 'Referentie' scenario gebruikt voor een situatie met twee WKC's, namelijk de huidige twee WKC's in België bij Lixhe en Luik (Monsin) op het migratietraject tot aan de paaigebieden op de Ourthe. Tot en met een waarde van 47% additionele sterfte is de kans op uitbreiding van de populatie – gegeven de aannames en parameterisatie van het model – minimaal 95%. Daarmee is op basis van de best beschikbare kennis op dit moment de kans op significante gevolgen uitgesloten tot en met 47% additionele sterfte.

#### *Sterfte als gevolg van passage door een WKC*

Hoeveel WKC's er op het traject mogelijk zijn zonder dat deze ruimte overschreden wordt is afhankelijk van de optredende sterfte als gevolg van WKC-passage. Daarbij gaat het niet alleen om directe sterfte tijdens de passage, maar ook om indirect, uitgestelde sterfte als gevolg van bijvoorbeeld inwendige verwondingen of desoriëntatie. De additionele sterfte als gevolg van passage van een WKC is in dit rapport op basis van telemetriegegevens uit 2009 t/m 2011 geschat op gemiddeld 20%. Een belangrijke constatering is dat indirecte sterfte waarneembaar is over een traject van 4 km na de WKC. De huidige vier WKC's op de stroomafwaartse trekroute van de zalm-smolts veroorzaken op basis van deze gemiddelde waarde een cumulatieve additionele sterfte van 60%. Toevoeging van een vijfde WKC (de derde op het Nederlandse deel van de Maas) verhoogt de cumulatieve additionele sterfte tot 68%. Zowel in een situatie met de huidige vier WKC's op de Maas als bij toevoeging van een vijfde WKC laten de simulatieresultaten, waarin rekening is gehouden met waargenomen variatie in zowel de overige sterfte op het migratietraject als de WKC-sterfte, een kans op uitbreiding van de populatie zien die groter is dan 95% (de in de wetenschap gebruikelijke mate van waarschijnlijkheid). Daarmee kunnen significante gevolgen van additionele sterfte als gevolg van een vijfde WKC op het migratietraject worden uitgesloten.

#### *Onzekerheden en significantie*

De significantie van de gevolgen van additionele sterfte door WKC's voor de hersteldoelstellingen van de zalm in de Maas wordt mede bepaald door de sterfte in andere stadia. Het gebruikte model is gestructureerd op basis van de best beschikbare kennis en herbergt nog verschillende onzekerheden. Hetzelfde geldt voor de gebruikte parameterwaarden (variatie rondom de gebruikte gemiddelde waarden en de vraag in hoeverre de gebruikte empirische gegevens representatief zijn voor een natuurlijke zalmopvolging). Modelresultaten onder verschillende scenario's laten zien dat de beschikbare ruimte het meest gevoelig is voor verandering in de sterfte tijdens de optrek van paarijpe zalm naar de paaigebieden. Met een kleine populatie is de kans op 'toevallig' uitsterven door een aantal slechte jaren relatief groot en vormt daarmee een mogelijke verklaring voor de huidige afwezigheid van een zelfstandige zalmopvolging in de Maas. Dit is niet relevant voor deze Nbwet-beoordelingssystematiek, omdat het daarbij alleen gaat om de aanwezigheid van de ecologische vereisten, die noodzakelijk zijn voor uitbreiding van de populatie. De populatie hoeft dus niet aanwezig te zijn.

De onzekerheden beperken de robuustheid van de modeluitkomsten. Als de zalmsterfte veroorzaakt door andere dan WKC-activiteiten lager blijkt te zijn of vermindert ontstaat er meer ruimte voor additionele sterfte. Omdat de ruimte voor additionele sterfte op basis van de gebruikte schattingen voor overige sterfte al voldoende is, kunnen ook bij lagere waarden voor overige sterfte significante gevolgen van een extra, vijfde WKC op de Maas worden uitgesloten. Als overige sterfte echter hoger blijkt of toeneemt, neemt de beschikbare ruimte waarbinnen significante gevolgen kunnen worden uitgesloten af. Indien in

dat geval de maximaal toelaatbare ruimte voor additionele sterfte onvoldoende zou zijn voor de huidige vier WKC's, dan verandert toevoeging van een vijfde WKC niets aan de conclusie dat de kans op uitbreiding van de zalmpopulatie onvoldoende is en kunnen significante gevolgen van het toevoegen van een vijfde WKC niet worden uitgesloten. In deze laatste situatie is de rechtsvraag, of de significantie van de gevolgen wel toegeschreven moeten worden aan de te vergunnen activiteit, i.c. aan de ingebruikname van de vijfde, extra WKC op de Maas, of dat het effect van deze toegevoegde activiteit zo gering is, dat het als een niet-significante bijdrage aan sterfte van zalmsmolts beoordeeld zou moeten worden. Deze vraag blijft onbeantwoord.

#### *Monitoring van WKC-sterfte*

Het bevoegd gezag wil netvangsten achter de centrale in kunnen zetten als voorwaarde bij een eventuele vergunning om i) te toetsen of de vissterfte als gevolg van passage van een nieuwe WKC niet groter is dan de WKC-sterfte waarop de beoordelingssystematiek is gebaseerd en ii) om zo nodig het 'hand aan de kraan' principe toe te kunnen passen. Hoewel de (directe) sterfte zoals vastgesteld met netvangsten lager is dan de schatting van de (directe en indirecte) sterfte na passage van een WKC op basis van telemetrische gegevens, gaat het ten principale om de vergelijkbaarheid van de effecten van de WKC's. De directe sterfte als gevolg van passage van een WKC is in dit rapport op basis van netvangstgegevens uit 1990, 1991 en 2002 geschat op gemiddeld 3,5%. Op basis van de gewoonlijk gebruikte kritische waarden voor betrouwbaarheid ( $\alpha$  of  $P < 0,05$ ) en onderscheidingsvermogen ( $\beta = 0,8$ ), en de gegevens van de eerdere netvangsten, is berekend dat een steekproefgrootte van 20 voldoet om aan te tonen i) of de daarmee gemeten sterfte groter is dan 3,85%, d.w.z. 10% boven de aanvaarde gemiddelde sterfte van 3,5% en ii) een voldoende onderscheidende toets te hebben voor een maximaal verschil van 0,7% tussen het waargenomen gemiddelde van de steekproef en de gewenste 3,5% sterfte. Een steekproef is daarbij omschreven als een meting van de gemiddelde sterfte met behulp van een netvangst achter de centrale.

## Disclaimer

Het populatiedynamisch model van de zalm in de Maas dat de kern vormt van dit rapport is opgezet om te onderzoeken of de door waterkrachtcentrales (WKC's) toegevoegde sterfte van jonge zalmen (smolts) op hun stroomafwaartse migratie naar zee leidt tot een omslag van een potentieel groeiende naar een afnemende populatie. Het model met de huidige gekozen waarden van de parameters is daarom – zonder aanpassing – alleen hiervoor toepasbaar.

De met het model gesimuleerde populatieontwikkeling is in meer of mindere mate gevoelig voor de waarden van de parameters in het model. Voor een aantal van deze parameters is de onderbouwing van de gebruikte waarden met gegevens beperkt. Het model is gebaseerd op de best beschikbare kennis op dit moment (2012). Daarbij zijn zo mogelijk realistische en zo nodig 'worst case' waarden gekozen voor de parameters van het model, die betrekking hebben op de levensfasen buiten die van de stroomafwaartse migratie van smolts; de fase waarop WKC's direct effect uitoefenen. De andere levensfasen bepalen in belangrijke mate de ruimte voor additionele sterfte tijdens de migratiefase van smolts: wanneer de sterfte in andere levensfasen hoger is, is er minder ruimte voor additionele sterfte tijdens de stroomafwaartse migratie, wanneer de sterfte in andere fasen lager is, is er meer ruimte voor additionele sterfte. Nieuwe inzichten met als resultaat andere waarden voor de gebruikte parameters kunnen aanleiding geven tot aanpassing van (de gebruikte waarden in) het model en mogelijk ook tot andere conclusies over de maximaal toelaatbare additionele sterfte waarbij de kans op een toenemende populatie niet gehinderd wordt.

Het in dit rapport beschreven populatiedynamisch model van de zalm in de Maas is niet geschikt om te beargumenteren of er een vitale, zelfstandige zalmpopulatie in de Maas kan leven. Voor een model om te onderzoeken in hoeverre het mogelijk is om een vitale zalmpopulatie op de Maas te laten ontstaan is meer onderzoek nodig naar de parameterwaarden in de andere levensfasen, zoals de draagkracht van mogelijke paai- en opgroeigebieden, de huidige populatiegrootte en mortaliteit bij optrek naar de paaigebieden, etc.

Dit model is in zijn huidige vorm alleen toepasbaar op de vissoorten beschermd in Natura 2000-gebied de Grensmaas. Het kan dus niet worden gebruikt voor andere migrerende soorten met andere life history kenmerken en een andere (i.c. hogere) sterfte en gevoeligheid voor sterfte bij passage van een WKC, zoals de aal.



# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Waterkrachtcentrale Borgharen B.V. heeft het voornemen een waterkrachtcentrale (WKC) aan te leggen en in werking te hebben nabij Natura 2000-gebied Grensmaas. Waterkrachtcentrale Borgharen B.V. heeft daartoe een passende beoordeling laten opstellen (Bruijs, 2009) en een vergunning aangevraagd in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbwet) (ARBRA, 2009). Het College van Gedeputeerde Staten van de provincie Limburg heeft de initiatiefnemer bij besluit van 26 oktober 2010 een vergunning verleend krachtens artikel 19d, eerste lid, van de Natuurbeschermingswet 1998. De Vereniging Visstandverbetering Maas heeft vervolgens bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State (ABRvS) een zaak aangespannen, waarbij de gehanteerde 10%-visschadenorm voor maximaal toelaatbare cumulatieve vissterfte door waterkrachtcentrales (WKC's) centraal stond. De Afdeling heeft in deze zaak op 14 september 2011 een uitspraak gedaan (nr. 201011817/1/R2) en geoordeeld dat de onderbouwing van de door het College gehanteerde 10%-visschadenorm ontoereikend is vanwege de verbeterdoelstelling (behoud van het habitat voor *uitbreiding* van de populatie) in plaats van een behoudsdoelstelling voor twee van de drie de kwalificerende vissoorten.

In het Ontwerp Aanwijzingsbesluit voor het Natura 2000-gebied Grensmaas (Ministerie LNV, 2008a) zijn instandhoudingsdoelstellingen opgenomen voor drie vissoorten uit de Habitatrichtlijn: rivierprik (*Lampetra fluviatilis*, H1099), zalm (*Salmo salar*, H1106) en rivierdonderpad (*Cottus perifretum*, H1163). Voor alle drie de soorten is het doel behoud van de omvang en de kwaliteit van het leefgebied; voor de rivierdonderpad gaat het daarbij om behoud van de populatie, voor de rivierprik en de zalm gaat het echter om uitbreiding van de populatie. Bovendien is de (landelijke) staat van instandhouding matig ongunstig voor de rivierdonderpad en de rivierprik en zeer ongunstig voor de zalm. De Grensmaas fungeert als voortplantingsgebied voor de rivierdonderpad en als doortrekgebied voor de rivierprik en de zalm (zie voor een beschrijving van de levensloop van deze soorten Bijlage A voor rivierprik en rivierdonderpad en paragraaf 1.2.1 voor de zalm).

De focus in het voorliggende rapport ligt op de zalm. Dit sluit aan bij de afspraken die gemaakt zijn door de Internationale Maascommissie (IMC, 2011), namelijk dat de zalm (en de schieraal) gidssoorten zijn voor de migratie van trekvissoorten. Bovendien zijn bij de keuze voor de zalm als focus van het voorliggende rapport de volgende punten in overweging genomen:

- De huidige *staat van instandhouding* wat betreft de populatie is voor de zalm 'zeer ongunstig', terwijl die voor de rivierprik 'matig ongunstig' is en voor de rivierdonderpad 'onbekend';
- De gehele populatie van zowel de zalm als de rivierprik is afhankelijk van *migratie* van zoet naar zout. De rivierdonderpad is een zeer resident en migreert niet, en vertoont hooguit dispersie over kleine afstanden; --> Dit maakt zalm en rivierprik vergelijkbaar kwetsbaar voor serie WKC's en Rivierdonderpad vrijwel onkwetsbaar.
- De *locaties van de paaigebieden* van de zalm zijn voornamelijk in de bovenstroomse delen van de Maas, met uitzondering van de Roer. De rivierprik dringt minder diep het stroomgebied van de Maas in dan zalm en voor de rivierprik zijn behalve de Roer ook andere benedenstrooms gelegen zijtakken van belang, zoals de Dommel. >> dus vrijwel gehele populatie zalm trekt langs de hele serie WKC's in de Maas (muv de enkele zalm vanuit de Roer). Dit maakt dat de zalm populatie kwetsbaarder is voor de serie WKC's dan rivierprik (paling is in dit opzicht waarschijnlijk nog weer minder kwetsbaar dan rivierprik). Voor rivierdonderpad is dit omdat deze niet migreert niet zo van belang.
- Bij zalm is er sprake van *visserijsterfte* op zee en (onbedoelde) bijvangst tijdens de stroomopwaartse migratie op de rivier. Er is niets bekend over visserijsterfte op zee van de rivierprik en rivierprikken worden niet of nauwelijks bijgevangen op de rivier (hun grootte, vorm, seizoen van intrekken

(winter) maakt de bijvangstkans kleiner dan voor zalm) en indien bijgevangen is de overleving vaak goed >>), zal ook dit de zalm populatie kwetsbaarder maken voor cumulatieve wkc sterfte dan voor de rivierprik.

Alleen op het aspect migratie is de rivierprik even kwetsbaar als de zalm, voor de overige aspecten is de rivierprik minder kwetsbaar dan de zalm. De rivierdonderpad op alle genoemde aspecten minder kwetsbaar dan de zalm. Om die redenen zal een norm voor additionele sterfte die significante gevolgen voor de zalmpopulatie uitsluit (ruim) voldoende moeten zijn voor de rivierprik en zeker voor de rivierdonderpad.

## 1.2 Zalm en waterkrachtcentrales (WKC's)

### 1.2.1 Levensloop ('life history') van de zalm op de Maas

In de late herfst, vroege winter legt de Atlantische Zalm haar eieren in de bedding van relatief snel stromende rivieren, zoals de Ourthe (Aiwe d' Oûte), een zijrivier van de Maas in de Belgische Ardennen. De eieren worden gelegd in nesten, die door het vrouwtje zijn gemaakt in grofkorrelig bodemsubstraat. Tijdens het leggen van de eieren worden deze bevrucht, meestal door een dominant mannetje. Hierna worden de bevruchte eieren afgedekt en achtergelaten. Gedurende de winter ontwikkelen zich de embryo's en in de lente komen de larven uit het ei. De larven in de dooierzakfase worden 'alevins' genoemd. In de eerste weken bevinden de alevins zich nog in het substraat en voeden ze zich met hun dooierzak.

Na een maand verlaten de alevins het substraat. Rond deze tijd is het grootste deel van de dooierzak verteerd en stappen de larven over op externe voedselbronnen, met name kleine invertebraten. De juvenielen worden in deze fase 'parrs' genoemd. In deze eerste zomer, waarin de alevin transformeert tot parr, is de natuurlijke sterfte erg hoog. De parrs blijven in de buurt van het nest, waar ze hun kleine territoria (0.1-0.2 m<sup>2</sup>) verdedigen tegen concurrenten. Wanneer de parrs ongeveer 15 cm groot zijn transformeren ze tot zilverkleurige smolts. In de lente van hun tweede jaar migreren de meeste van deze smolts richting zee en hebben dan een lengte van ca. 15-25 cm. De post-smolts (smolts die op zee zijn gearriveerd) kunnen tot meer dan 2000 km vanaf de monding van hun geboorterivier de zee op zwemmen.

De post-smolts blijven één tot en met vier jaar op zee, voordat ze terugkeren naar hun geboorterivier om zich voort te planten. Atlantische zalmen zijn iteropaar: een klein deel van de vissen overleeft de voortplanting en kan zich vaker voortplanten. Het grootste deel van de vissen sterft echter na de eerste keer voortplanten (Jonsson & Jonsson, 2011).

### 1.2.2 Waterkrachtcentrales (WKC's)

Een waterkrachtcentrale wordt aangedreven door de potentiële energie van water en wordt aangelegd bij stuwen. De hoofdstroom van het water wordt via een aan te leggen afvoerkanaal afgeleid naar de WKC. De voorgenomen WKC kan een debiet van maximaal 300 m<sup>3</sup>×s<sup>-1</sup> aan. Debieten van maximaal 300 m<sup>3</sup>×s<sup>-1</sup> in de Maas nabij Borgharen komen gedurende het zomerhalfjaar gemiddeld 264 dagen per jaar voor. Bij een hoger debiet van de Maas gaat het surplus aan water over de stuw (Bruijs, 2009). De combinatie van waterafvoer door de rivier en hoogteverschil over de stuw zorgt voor energie die door middel van een turbine/generator wordt omgezet in elektriciteit. De huidige vier WKC's op de Maas (twee op het Nederlandse deel, bij Linne en Lith, en twee op het Belgische deel, bij Lixhe en Monsin) en de voorgenomen WKC bij Borgharen bestaan uit horizontale Kaplan turbine-generator-tandwielkast

combinaties. Dit type turbines veroorzaakt de geringste vissschade, omdat het water, in tegenstelling tot bij verticale Kaplan turbines rechtdoor blijft stromen (ARBRA b.v., 2009).

### 1.3 Kennisvraag

Omdat de 10%-vissschadenorm niet is onderbouwd met kenmerken en gegevens van de zalmopulatie op de Maas (Bakker e.a., 2001), is niet bekend:

- i. wat de cruciale randvoorwaarden zijn voor uitbreiding van de populatie voor wat betreft specifieke levensloop ('life history') kenmerken en populatiedynamica van de zalm in de Maas;
- ii. hoe een zgn. 'restschade', d.w.z. een additionele (niet-natuurlijke) sterfte van 10% ten gevolge van WKC's boven op de overige sterfte in de migratiefase van smolts (een jonge levensfase met een gemiddelde hogere natuurlijke sterfte dan adulte levensfasen) doorwerkt op de gehele populatie.

Het eerste bepaalt of er, gegeven de omstandigheden in de verschillende fasen van de levensloop van de zalm in de Maas, ruimte is voor het tweede.

Bij een wetenschappelijke onderbouwing van een norm zal rekening moeten worden gehouden met bestaande jurisprudentie en/of toelichtingen over de eisen aan de norm, gegeven dat de doelstelling behoud van de omvang en de kwaliteit van het leefgebied voor uitbreiding van de populatie betreft, de staat van instandhouding van de kwalificerende soorten onvoldoende is en er naast WKC's andere factoren zijn die het halen van de doelstelling belemmeren (zie paragraaf 2.2.2). Additionele sterfte op enig moment zal de *snelheid* van de uitbreiding van de populatie doen afnemen. De geldende instandhoudingsdoelstellingen betreffen sec uitbreiding van de populatie. Dus zolang er uitbreiding mogelijk is, d.w.z. dat de populatie van zalm in de Maas kan groeien en zich kan uitbreiden, wordt aan de verbeterdoelstelling voldaan en heeft een activiteit of een project geen significante gevolgen.

Idealiter moet uit de best beschikbare kennis op dit moment blijken, of de omstandigheden in de verschillende levensfasen in de huidige situatie zodanig zijn, dat de populatie zich zou kunnen uitbreiden. Indien dit het geval is, gaat het vervolgens om de vraag bij welke waarde van additionele sterfte tijdens de stroomafwaartse migratie (de fase waarop sterfte door WKC's ingrijpt) de kans op uitbreiding van de populatie zodanig afneemt, dat de zekerheid over de mogelijkheid tot uitbreiding van de populatie onvoldoende wordt. Deze waarde van de additionele sterfte is dan de maximaal toelaatbare gegeven de doelstellingen voor de zalm in Natura 2000-gebied Grensmaas.

Wanneer er echter onvoldoende zekerheid is over de kans op uitbreiding van de populatie, met name als gevolg van onzekerheid over sterfte in andere levensfasen, waardoor de modeluitkomsten onvoldoende ruimte laten en/of niet robuust<sup>1</sup> zijn, zou teruggevallen kunnen worden op het criterium voor sterfte (1% van de jaarlijkse sterfte, zie paragraaf 2.2.2), zoals eerder toegepast in procedures rondom de Nbwet. Dit criterium is niet zonder meer van toepassing, omdat i) het gebruikt is bij behoudsdoelstellingen en ii) bij zalm op de Maas additionele sterfte niet afgezet kan worden tegen jaarlijkse sterfte, omdat bij zalm de sterfte juist sterk afhankelijk is van de levensfase. In dat geval zou de relatieve bijdrage van de additionele sterfte op de totale sterfte in de relevante levensfase(n) onderzocht worden, om te bepalen of die bijdrage substantieel of marginaal is. Indien de modelbenadering onvoldoende uitsluitel biedt, zou op deze wijze bepaald kunnen worden of de gevolgen van additionele sterfte als niet significant negatief beoordeeld kunnen worden (zie verder paragraaf 2.2.2).

---

<sup>1</sup> Wanneer modeluitkomsten 'robuust' zijn, betekent dat, dat veranderingen in de gekozen parameterwaarden resulteren in vrijwel gelijke (d.w.z. qua orde van grootte) modeluitkomsten.

### 1.3.1 Maximaal toelaatbare additionele sterfte (tijdens stroomafwaartse migratie)

Het eerste doel is om op basis van de best beschikbare kennis een onderbouwde waarde voor de maximaal toelaatbare additionele sterfte tijdens de stroomafwaartse migratie van zalmsmolts op de Maas te genereren, die rekening houdt met de instandhoudingsdoelstellingen (behoud habitat voor uitbreiding van de populatie) van de meest kwetsbare kwalificerende vissoort van het Natura 2000-gebied Grensmaas en tevens rekening houdt met de huidige status van de soort. In principe zouden WKC's ook een effect kunnen hebben tijdens de stroomopwaartse migratie van paarijpe zalmen op weg naar de paaigebieden. Door de aanwezigheid van vistrappen bij alle stuwen (en WKC's) op het Nederlandse deel van de Maas is de kans dat optrekkende zalmen door een WKC gaat en daardoor additionele sterfte ondervinden vrijwel nihil.

Naar aanleiding van de uitspraak van de ABRvS is het noodzakelijk om aan te tonen, of bij de 10%-visschadenorm gevolgen optreden die uitbreiding van de populatie belemmeren. Wanneer onderbouwd wordt dat een additionele sterfte van 10% of minder de doelstelling (i.e., uitbreiding van de populatie) van de meest kwetsbare kwalificerende vissoort *niet* belemmert, dan kan de bestaande 10%-visschadenorm gebruikt worden in de habitattoets c.q. passende beoordeling waarop de vergunningverlening mede is gebaseerd. Wanneer uit de onderbouwing blijkt dat een additionele sterfte van 10% of minder de doelstelling (i.e., uitbreiding van de populaties) van de meest kwetsbare kwalificerende vissoort *wel* belemmert, dan moet een nieuwe waarde (norm) vastgesteld worden, waartegen de verwachte effecten van de WKC getoetst kan worden.

### 1.3.2 Schadebepaling

Het tweede doel is om vast te stellen of de in de vergunning opgenomen wijze van monitoring van de vissschade voldoet om aan te tonen dat bij een vooraf gekozen onzekerheidsmarge (bijvoorbeeld een 95% betrouwbaarheidsinterval) de verwachte vissschade (i.e. additionele sterfte) door de WKC Borgharen vergelijkbaar is met de in het model gebruikte waarde voor additionele sterfte door een WKC. Een onzekerheidsmarge gebaseerd op een 95% betrouwbaarheidsinterval wil zeggen, dat als het gevonden resultaat buiten deze marge ligt, dit niet op louter toeval berust (in 19 van de 20 gevallen).

De vraag is of deze methode voldoet om met voldoende zekerheid de effecten van de WKC op de vissterfte vast te stellen wanneer een vissschadenorm van 10% wordt gehanteerd en ook wanneer een andere waarde voor maximaal toelaatbare additionele sterfte moet worden gehanteerd.

## 1.4 Aanpak

### 1.4.1 Conditie

Om te kunnen bepalen of een verandering in de sterfte van zalm (d.w.z. additionele sterfte) een verandering teweeg kan brengen van een zich uitbreidende naar een afnemende populatie of vice versa, moet het effect van additionele sterfte (door WKC's of andere bronnen) op de populatiedynamica van zalmen in de Maas worden bestudeerd. De vraag of de populatie zich wel of niet uit kan breiden, is in essentie een eenvoudige rekensom: wanneer de eieren van een enkele vrouwtjeszalm in de volgende generatie gemiddeld weer precies één vrouwtjeszalm die eitjes legt opleveren, is de populatie in evenwicht en verandert de populatiegrootte op de lange termijn niet. Wanneer dit aantal altijd groter is dan één, zal elke volgende generatie talrijker zijn dan de huidige en spreken we van een toenemende, groeiende of zich uitbreidende populatie. Omgekeerd spreken we van een afnemende of krimpende populatie wanneer dit aantal kleiner is dan één. Procesvariatie buiten beschouwing gelaten, is de toe- of afname van de populatie dus af te leiden door de sterftekans van een individu van ei tot ei-afzettende

volwassene te vergelijken met het aantal (vrouwelijke) eitjes per ei-afzettende vis. Wanneer één vrouwelijke volwassen vis gemiddeld bijvoorbeeld 2500 vrouwelijke eitjes produceert, zal de populatie toenemen wanneer de kans per eitje om te overleven en zelf eieren af te zetten groter is dan  $1/2500$ , dus 0,04%. Dat betekent dat de populatie uit kan breiden wanneer van elke 2500 gelegde vrouwelijke eitjes er minder dan 2499 zouden sterven voordat zij reproduceren. In dit hypothetische voorbeeld is er dus een uitbreiding van de populatie zolang de totale sterfte (van ei tot ei-afzettende volwassen vis) kleiner is dan 99,96%.

In deze redenering wordt de aanname gedaan, dat er momenteel in de Maas geen regulerende 'dichtheidsafhankelijke' mechanismen zijn voor het totaal aantal zalmen dat in de Maas kan overleven, zoals bijvoorbeeld de areaalgrootte en/of de kwaliteit van geschikt opgroei habitat. Er wordt aangenomen dat er, behalve de sterfte die wij in de berekeningen expliciet meenemen, condities in de Maas heersen die toestaan dat er *in principe* een zalm populatie kan worden onderhouden die substantieel groter is dan de aanvangsgrootte van de populatie waarmee onze berekeningen worden uitgevoerd. Deze aanpak is valide binnen de kaders van de vraagstelling van deze studie, maar maakt dat het model wat hier wordt gebruikt niet als zodanig inzetbaar is voor bredere vraagstukken omtrent de dynamiek van aantallen van zalm in de Maas.

#### 1.4.2 Simulatiemodel en sterfte

In werkelijkheid bestaat er jaar-op-jaar variatie (stochasticiteit) in sterfte van zalm in de Maas en hebben zalmen een variabele levenscyclus (er bestaat bijvoorbeeld variatie tussen individuen in leeftijd bij smoltificatie en in de duur van het mariene stadium). Bovendien is er niet altijd voldoende kennis om de verschillende relevante sterftefactoren met voldoende zekerheid te schatten (onzekerheid, kennisleemte). Dit zijn complicerende factoren, waardoor de uitkomst van bovenstaande berekening minder eenduidig wordt. Met een simulatiemodel zoals we dat in deze studie gebruiken is het in principe mogelijk een goede en realistische inschatting van de kans op populatiegroei of -afname te maken, mits er voldoende informatie en kennis beschikbaar is over de belangrijkste sterfte- en reproductiefactoren. Zo'n model geeft als uitkomst de kans dat de gesimuleerde zalm populatie, gegeven een cumulatie van sterftekansen voor alle levensstadia van zalm, uitbreiding van de populatie oplevert.

Door in het model, bovenop de bestaande sterftekansen, een hypothetische additionele sterfte voor uittrekkende smolts toe te voegen, wordt inzicht verkregen in het effect van zo'n additionele sterfte op de kans dat de zalm populatie uitbreidt. Door de grootte van deze hypothetische additionele sterfte systematisch te variëren (model simulaties, zie paragraaf 4.4), wordt inzicht verkregen in hoe de kans op uitbreiding van de populatie afhangt van de grootte van deze hypothetische additionele sterfte voor uittrekkende smolts. Hieruit volgt de maximale grootte van deze hypothetische additionele sterfte waarbij de kans is op uitbreiding van de populatie zeer groot is (zie paragraaf 4.4.1).

De gevoeligheid van de uitkomst van het simulatiemodel voor zowel variatie in als onzekerheid over de sterftefactoren wordt onderzocht met scenariostudies. Indien blijkt dat de gevoeligheid groot is, d.w.z. dat de uitkomst niet robuust is ten opzichte van variatie in de gebruikte parameters<sup>2</sup>, is de waarde van de uitkomst van het model (de maximaal toelaatbare additionele sterfte) beperkt. Deze waarde kan dan immers sterk veranderen wanneer de gebruikte parameterwaarden veranderen, bijvoorbeeld door nieuwe inzichten uit bestaande of nieuwe onderzoeken en gegevens. Om die reden is het van belang om een alternatieve beoordelingssystematiek te onderzoeken. Hiertoe wordt de relatieve bijdrage van de additionele sterfte ten opzichte van de andere sterftefactoren bepaald. De centrale vraag daarbij is ten

---

<sup>2</sup> Zie voetnoot 1. bij paragraaf 1.1. (blz. 11).

opzichte van welke andere sterftefactor of -factoren de additionele sterfte gewogen moet worden, bijvoorbeeld ten opzichte van de totale sterfte tijdens de fase van stroomafwaartse migratie, waarop de WKC-sterfte ingrijpt, of ten opzichte van de totale sterfte in vrijwel alle levensfasen (van ei of smolt tot paarijpe zalm in de paaigebieden). Bij gebrek aan richtinggevende jurisprudentie hierover worden verschillende opties uitgewerkt en besproken.

## 2 Juridisch toetsingskader

### 2.1 Natuurbeschermingswet 1998

In Nederland heeft een groot aantal natuurgebieden een beschermde status op grond van de Natuurbeschermingswet 1998 (Nbwet) gekregen. Het Nederlandse natuurbeschermingsrecht wordt sterk bepaald door de Europeesrechtelijke verplichtingen die op grond van de Europese Vogelrichtlijn<sup>3</sup> en Habitatrichtlijn<sup>4</sup> moeten worden nagekomen. Op 1 oktober 2005 trad de Wet tot wijziging van de Natuurbeschermingswet 1998 in werking in verband met Europeesrechtelijke verplichtingen (Stb 195, 19 januari 2005). Sinds die datum valt de gebiedsbescherming in Nederland volledig onder het regime van de Nbwet.

De Habitatrichtlijn bevat gebiedsbeschermende en soortenbeschermende bepalingen. De richtlijn verplicht onder meer tot het aanwijzen en beschermen van speciale beschermingszones (SBZ). De aanwijzing van een SBZ start bij Art. 4 van de Habitatrichtlijn. In mei 2003 is, na een openbare procedure, een lijst met een voorstel voor in totaal 141 Vogel- en Habitatrichtlijngebieden naar de Europese Commissie in Brussel gestuurd. Kort daarop ging de Europese Commissie met deze aangemelde gebieden akkoord als de Nederlandse bijdrage aan Natura 2000, het Europese netwerk van beschermde natuurgebieden (Natura 2000, 2003). In december 2004 heeft de Europese Commissie de zogenaamde Communautaire lijst (ex. Art 4 Habitatrichtlijn)<sup>5</sup>, de Atlantische lijst van Natura 2000-gebieden onder de Habitatrichtlijn, vastgesteld volgens de procedure van Art. 21 van de Habitatrichtlijn.

Een aanwijzing van een Natura 2000-gebied gebeurt op grond van Art. 10a van de Nbwet. In het regime van de Nbwet staan de zogenaamde 'instandhoudingsdoelstellingen' centraal. Deze worden per gebied vastgelegd in het Aanwijzingsbesluit op het moment van de aanwijzing van het gebied. De basis voor de instandhoudingsdoelstellingen vormen landelijke doelen (behoud of verbetering) voor de instandhouding van de betreffende habitattypen en soorten, die zijn geformuleerd in de zogenaamde profieldocumenten. Het Ontwerp Aanwijzingsbesluit voor Natura 2000-gebied nr. 152 (Grensmaas) is op 10 september 2008 gepubliceerd. Doelformuleringen zijn gericht op het leefgebied en/of op de populatie van kwalificerende soorten. Populatiegrootte als doelstelling is indicatief omdat ten gevolge van (natuurlijke) oorzaken buiten het beschermde gebied de populatie kleiner kan zijn dan de draagkracht van het gebied mogelijk maakt<sup>6</sup>.

De rechtsgevolgen van een aanwijzing van een Natura 2000-gebied staan in Art. 19a t/m 22 van de Nbwet. De instandhoudingsdoelstellingen worden voor elk Natura 2000-gebied verder uitgewerkt in omvang, ruimte en tijd in het wettelijk verplichte Beheerplan voor Natura 2000-gebieden. Het concept-of ontwerpbeheerplan "Natura 2000-gebied Grensmaas 2009-2015" is op 29 mei 2009 gepubliceerd, maar nog niet formeel vastgesteld.

---

<sup>3</sup> Richtlijn 79/409/EEG van de Raad van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand.

<sup>4</sup> Richtlijn 92/43/EEG van de Raad van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna (PbEG L 206).

<sup>5</sup> 2004/813/EG: Beschikking van de Commissie van 7 december 2004 tot vaststelling, op grond van Richtlijn 92/43/EEG van de Raad, van de lijst van gebieden van communautair belang voor de Atlantische biogeografische regio (kennisgeving geschied onder nummer C(2004) 4032) (PbEG L 387).

<sup>6</sup> Juridische Adviesgroep Natura 2000, 11-028, 13 mei 2011.

Op grond van Art. 19a van de Nbwet kunnen in een Natura 2000-gebied maatregelen worden getroffen die noodzakelijk zijn om het natuurschoon of de natuurwetenschappelijke betekenis te herstellen of te behouden. Art 19d (vergunningplicht) bevat een verbod om zonder vergunning, of in strijd met aan die vergunning verbonden voorschriften of beperkingen, projecten te realiseren of andere handelingen te verrichten die, gelet op de instandhoudingsdoelstellingen, de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in een aangewezen Natura 2000-gebied kunnen verslechteren of een verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen (significante gevolgen). Voor de Grensmaas betekent dit dat de omvang en de kwaliteit van het leefgebied van zalm zodanig moet zijn dat een zalm populatie zich kan uitbreiden. Alvorens het bevoegd gezag, in dit geval Gedeputeerde Staten van de Provincie Limburg, een besluit neemt over (nieuwe) projecten of andere handelingen, die afzonderlijk of in combinatie met andere projecten of handelingen significante gevolgen kunnen hebben voor het desbetreffende Natura 2000-gebied, maakt de initiatiefnemer een Habitattoets van de gevolgen voor het gebied. De vereisten hiervoor staan in Art. 19f van de Nbwet.

## 2.2 Instrumentarium

### 2.2.1 De Habitattoets

Om te bepalen of er een kans op vergunningplicht voor een activiteit bestaat kan een **voortoets** uitgevoerd worden. Tijdens de voortoets is een eerste inschatting nodig van de mogelijke invloed van de activiteit op de verschillende instandhoudingsdoelstellingen (een – globale – effectanalyse). Als tijdens de voortoets al duidelijk wordt dat er zeker geen negatieve effecten zijn, dan is er geen vergunningplicht op grond van de Nbwet. In het andere geval is een vergunning noodzakelijk en volgt een nadere toetsing.

Als het om een mogelijk negatief effect gaat, dat zeker niet significant is, moet er een **verstorings- of verslechteringstoets** worden uitgevoerd. Er wordt opnieuw nagegaan of de activiteit een verslechtering van de natuurlijke habitats of habitats van soorten tot gevolg kan hebben en of deze kans reëel is (effectanalyse door experts). Als uit de effectanalyse blijkt dat er kans is op negatieve effecten kunnen nog mitigerende maatregelen worden toegepast om deze effecten te voorkomen of te verzachten.

Als uit de voortoets blijkt dat de voorgenomen activiteit een mogelijk significant negatief effect heeft (d.w.z. dat het bereiken van de instandhoudingsdoelstellingen in gevaar kan komen), dient een **passende beoordeling** te worden gemaakt alvorens een vergunning wordt aangevraagd. De passende beoordeling moet bepalen of de kans op significant negatieve effecten reëel is. Ook hierbij wordt een – nu uitgebreide en gedetailleerde – effectanalyse uitgevoerd.

Een vergunning (soms onder voorwaarden) voor een activiteit wordt alleen verleend wanneer i) de kans op een effect aanvaardbaar (niet significant) is of ii) wanneer significante effecten niet kunnen worden uitgesloten, maar wanneer **Alternatieve oplossingen** voor het project ontbreken én sprake is van **Dwingende redenen** van groot openbaar belang. Bovendien moet voorafgaande aan het toestaan van een afwijking **Compensatie** van alle schade zeker zijn (de zogenaamde **ADC-toets**).

Op basis van het voornemen om bij de stuw van Borgharen een waterkrachtcentrale te bouwen heeft de KEMA een passende beoordeling uitgevoerd (Bruijs, 2009). In een besluit van 26 oktober 2010 verleende het College van Gedeputeerde Staten van Limburg een Nbwet-vergunning voor de aanleg en het in



gebruik hebben van een waterkrachtcentrale nabij de stuw van Borgharen<sup>7</sup>. Tegen dit besluit zijn in december 2010 twee beroepen ingesteld bij de Afdeling Bestuursrechtspraak van de Raad van State (ABRvS). Op 14 september 2011 werden de beroepen gegrond verklaard en vernietigde de ABRvS het besluit van het College van Gedeputeerde Staten van Limburg van 26 oktober 2010.

### 2.2.2 Significante gevolgen en normen

Het begrip 'significante gevolgen' staat centraal in de toepassing van het beschermingsregime voor Natura 2000-gebieden bij zowel de vergunningverlening als de vaststelling van beheerplannen. De significantie van negatieve effecten dient te worden vastgesteld aan de hand van de instandhoudingsdoelstellingen<sup>8</sup>. Als de instandhoudingsdoelstellingen in gevaar (dreigen te) worden gebracht is sprake van significante gevolgen.

Significantie bij (behouds) instandhoudingsdoelstellingen is aan drie hulpcriteria opgehangen (Kistenkas & Kuindersma, 2004) namelijk de 5%-norm voor populaties, de afstandsnorm en de oppervlakenorm. In het geval van de visschadenorm voor beschermde vissoorten in de Grensmaas is alleen de norm voor populaties relevant.

De 5%-norm werd gehanteerd in het onderzoek naar de effecten van windturbines in Windpark De Mars 2001 nabij een Natura 2000 gebied (IJssel)<sup>9</sup>. Hier oordeelde de ABRvS dat een effect pas significant is als het aantal vogels zodanig afneemt dat het gebied zich helemaal niet meer kwalificeert als Natura 2000 gebied. De grens die hierbij als een significant effect genomen wordt is als de afname van het aantal vogels ten gevolge van de verstoring meer is dan 5%. Een afname van meer dan 5% wordt als significant beoordeeld. Na Windpark IJssel heeft de ABRvS deze 5%-norm nog enkele keren geaccepteerd bij behoudsdoelstellingen<sup>10</sup>.

In 2009 accepteerde de ABRvS het zogenaamde 1%-criterium voor sterfte (van vogels), dat mag worden toegepast bij het beoordelen van de vraag of er sprake is van schadelijke gevolgen voor een Natura 2000-gebied als een ander wetenschappelijk onderbouwd criterium ontbreekt<sup>11</sup>. De bovengrens voor aantasting van de natuurlijke kenmerken van het gebied ligt bij een sterfte (aantal slachtoffers van een vogelsoort) van maximaal 1% van de totale jaarlijkse sterfte van diezelfde vogelsoort. Zowel de 5%-norm (voor de populatiegrootte) als de 1%-norm (voor de sterfte) zijn ontwikkeld om de gevolgen van sterfte onder vogels te beoordelen.

Bovenstaande normen zijn ontwikkeld voor behoudsdoelstellingen. In mei 2011 deed de ABRvS uitspraak over het beroep tegen Nbwet-vergunningen voor de aanleg en het gebruik van een kolencentrale op de Maasvlakte in de nabijheid van enkele Natura 2000 gebieden<sup>12</sup>. In de aanwijzingsbesluiten van deze gebieden zijn ook een aantal uitbreidings- en verbeteringsdoelstellingen opgenomen. In het onderzoek uitgevoerd voor de passende beoordeling is de beoordelingssystematiek gebruikt voor alle kwalificerende

---

<sup>7</sup> limburg.nl/Actueel/Bekendmakingen/2010/November\_2010/Arbra (Waterkrachtcentrale Borgharen), Nbw-vergunning

<sup>8</sup> HvJ EG 7 september 2004, zaak C-127/02 (Kokkelvisserij).

<sup>9</sup> ABRvS 17 december 2003, M&R 2004/3, nr 29

<sup>10</sup> ABRvS 23-06-2004 200305794/1; ABRvS 20-04-2005, 200402715/1; ABRvS 29-12-2004 200403311/1; ABRvS 21-04-2004 200303633/1.

<sup>11</sup> ABRvS 01-04-2009 MenR 2009, 61

<sup>12</sup> ABRvS 04-05-2011 Gemeentestem 2011/67

natuurwaarden in de Natura 2000-gebieden op grond van kwantitatieve voorspellingen, die is ontwikkeld ten behoeve van de aanleg van de Tweede Maasvlakte.

De beoordelingssystematiek houdt het volgende in:

- bij een afname van minder dan 1% van de populatieomvang van een soort of het areaal van een habitatype waarvoor een instandhoudingsdoelstelling geldt is sprake van een niet-significant effect;
- bij een afname van meer dan 5% van de populatieomvang van een soort of het areaal van een habitatype waarvoor een instandhoudingsdoelstelling geldt is sprake van een significant effect;
- bij een afname tussen de 1% en 5% van de populatieomvang van een soort of het areaal van een habitatype waarvoor een instandhoudingsdoelstelling geldt is de beoordeling van het effect mede afhankelijk van de context en dient van geval tot geval te worden beoordeeld of het effect als significant moet worden aangemerkt. Onder de context worden begrepen de landelijke staat van instandhouding, de bijdrage van het areaal van het betrokken habitatype in het gebied aan het totale areaal in Nederland en de doelstelling voor de soort of het habitatype in het gebied.

De ABRvS accepteerde deze beoordelingssystematiek echter niet. Er wordt bij het al dan niet overschrijden van een vaste getalsmatige grens niet voldaan aan de verplichtingen om:

- i. de mate waarin in de huidige situatie aan de instandhoudingsdoelstellingen wordt voldaan bij de beoordeling van de significantie te betrekken;
- ii. de significantie van de effecten te beoordelen in het licht van de specifieke milieukenmerken en omstandigheden van het gebied waarop het plan of project betrekking heeft.

Er wordt volgens de ABRvS met zo'n getalsmatige grens geen rekening worden gehouden met de omstandigheid dat voor een habitatype of soort een verbeterdoelstelling geldt. Voor een habitatype, dat in een zeer ongunstige staat van instandhouding verkeert, moet het beleid gericht zijn op het verbeteren van de situatie en kan een verdere achteruitgang, ook al is dat een kleine achteruitgang, al als schadelijk met significante gevolgen aangemerkt worden. Voor (de populatiegrootte van) een soort geldt dat niet, omdat ten gevolge van (natuurlijke) oorzaken buiten het beschermde gebied de populatie kleiner kan zijn dan de draagkracht van het gebied mogelijk maakt.

De 1-5% beoordelingssystematiek wordt geregeld toegepast, maar kan dus niet als axioma worden gehanteerd. De uitspraak vormt de bevestiging van het gegeven dat per geval moet worden vastgesteld of er sprake is van significante gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen of niet.

Aangezien het bij de zalm en de rivierprik in de Grensmaas om doelstellingen gaat, waarbij de kwaliteit van het leefgebied wordt behouden zodanig dat uitbreiding van de populaties mogelijk is, is de bovenbeschreven 1-5% beoordelingssystematiek (voor behoud van populaties) dus niet zonder meer toepasbaar. Daarom moet specifiek voor deze soorten in deze omstandigheden een nieuwe beoordelingssystematiek afgeleid worden, die expliciet rekening houdt met de mogelijkheid tot uitbreiding van de populatie en – in het geval van de zalm op de Maas – met een zeer ongunstige staat van instandhouding van deze soort.

Op dit moment (2012) is de zalmpopulatie in de Maas in feite nog niet (zelfstandig) bestaand, maar afhankelijk van ondersteunende impulsen zoals uitzetting van smolts. In een dergelijke situatie is de gewenste populatie geen streefpopulatie, maar een indicatie voor de gewenste draagkracht van het gebied<sup>13</sup>. Dat wil in het geval van de zalm in de Grensmaas zeggen, dat de zalm er niet aanwezig hoeft te zijn, maar dat het gebied geschikt moet zijn voor uitbreiding van de zalmpopulatie. De Grensmaas functioneert daarbij 'slechts' als doortrekgebied tijdens zowel de stroomafwaartse migratie van smolts

---

<sup>13</sup> ABRvS 5 november 2008, nr. 200802545/1

naar zee als de stroomopwaartse migratie van volwassen, paarijpe zalmen naar de paaigebieden. Volgens de Leidraad bepaling significantie (Steunpunt Natura 2000, 2010) moet in een dergelijke situatie "nagegaan worden of de ecologische vereisten, die noodzakelijk zijn voor – in dit geval - uitbreiding van de populatie in het geding zijn". Omdat we voor de afleiding van de beoordelingssystematiek werken met een populatiedynamisch model, kunnen we een potentiële eindsituatie (d.w.z. de resulterende populatieontwikkeling) simuleren. Dit is een wetenschappelijke methode om significantie uit te sluiten: het model onderzoekt of additionele sterfte door WKC's<sup>14</sup> tijdens de migratie een uitbreiding van de populatie zou verhinderen en gaat daarbij uit van een hypothetisch aanwezige, natuurlijke populatie, zonder ondersteunende impulsen zoals uitzetting van smolts.

De aantallen smolts in de Grensmaas zijn volledig afhankelijk van de smolt-productie in de bovenstrooms gelegen paai- en opgroeigebieden. De fluctuatie in de eiproductie en overleving aldaar, inclusief de sterfte als gevolg van de langere trekroute en de aanwezigheid van WKC's in de Waalse Maas, is in belangrijke mate bepalend voor de hoeveelheid smolts die door de Grensmaas stroomafwaarts trekken. De dichtstbijzijnde bovenstroomse paai- en opgroeigebieden zijn mogelijk de Berwijn, die in de Belgische Maas uitmondt net bovenstrooms van de Nederlandse grens en de Ourthe, die bij Luik uitmondt in de Maas. In de Ourthe worden sinds midden jaren 80 van de vorige eeuw structureel smolts uitgezet in het kader van het project 'Meuse Saumon 2000'. De Internationale Maascommissie heeft bovendien als prioriteit om deze paaigebieden makkelijk bereikbaar te laten worden (IMC, 2011). In het model gaan we derhalve uit van de huidige situatie in de Nederlandse Maas én het deel van de Maas in België tot en met de paaigebieden in de Ourthe. Daarbij wordt er dus van uitgegaan, dat als een zich uitbreidende populatie zalm op de Maas mogelijk is, die gevoed wordt door reproductie in de paaigebieden in de Ourthe.

---

<sup>14</sup> Vergelijk H6 van Steunpunt Natura 2000 (2010): 'additionele sterfte' bij vogels.



### 3 Sterfte zalmsmolts tijdens stroomafwaartse migratie

Behalve door WKC's treedt er ook sterfte op door andere menselijke oorzaken, zoals scheepvaart, passage van stuwen en visserij, en natuurlijke oorzaken, zoals predatie en ziekte. Met telemetriegegevens kunnen schattingen gemaakt worden van sterfte van vis, i.c. uitgezette zalmsmolts<sup>15</sup>, door natuurlijke en menselijke oorzaken (anders dan passage van een WKC) op de trekroute. Tevens kunnen met deze gegevens schattingen gemaakt worden van de sterfte ten gevolge van passage van een turbine van een WKC. Deze gegevens kunnen gecombineerd worden, waarmee de totale overige sterfte van zalmsmolts op het gehele traject van de Maas vanaf de dichtstbijzijnde opgroeigebieden in de Belgische Ardennen berekend kan worden. Daartegen kan dan de additionele sterfte als gevolg van de huidige twee WKC's in Nederland en met een eventuele derde WKC afgezet worden.

#### 3.1 Schatting van de totale overleving c.q. sterfte op de trekroute

Het verloop van aantallen in een vispopulatie kan beschreven worden door het lot van vissen te volgen, die op ongeveer het zelfde moment onderdeel van de populatie gaan uitmaken (dit is een cohort, bijvoorbeeld een aantal parrs<sup>16</sup> dat in dezelfde periode bovenstrooms smoltificeren of uitgezet wordt). We kijken dan naar het overlevingssucces van een cohort zalmsmolts, dat via de Maas naar de Noordzee trekt. Het overlevingssucces van dit cohort tijdens de stroomafwaartse trek wordt bepaald door sterfte, waarbij we onderscheid maken tussen sterfte veroorzaakt door andere processen (M) en sterfte veroorzaakt door het passeren van WKC turbines (W). De eerste is een optelsom van sterfte veroorzaakt door andere oorzaken, zoals predatie, ziekte, scheepvaart, passage van stuwen en visserij.

We nemen aan dat het hele cohort bestaat uit gemiddelde zalmsmolts en we zijn geïnteresseerd in het gedeelte van deze molts dat sterft tijdens de trek stroomafwaarts door het Belgische en Nederlandse gedeelte van de Maas. Het aantal overlevende molts als functie van de in de Ourthe en de Maas afgelegde afstand ( $N_d$ ) is in de eerste plaats afhankelijk van de hoeveelheid (uitgezette) molts bij start van de trek naar zee ( $N_0$ ). Daarnaast bepaalt de cohortdynamiek dat het aantal overlevers exponentieel daalt op weg naar de Noordzee.

$$N_d = N_0 \times e^{-Z} \quad [1]$$

Z is de relatieve sterfte per kilometer ( $\text{km}^{-1}$ ), die onafhankelijk is van de hoeveelheid trekkende molts. Om informatie over sterfte op een deel van de stroomafwaartse trekroute te kunnen toepassen op de gehele trekroute kunnen we de afname in het aantal molts over een afstand van bijvoorbeeld 1 km beschrijven als  $\Delta N = N_{d+1} - N_d$ , waarbij  $\Delta N$  negatief is. De afname in het aantal molts per afgelegde km (Z) is  $\Delta N / \Delta d$ , waarbij  $\Delta d$  de afgelegde afstand van de trekroute is. De absolute sterfte hangt samen met het totaal aantal trekkende molts (N) en Z: hoe meer molts er trekken en hoe groter Z, des te meer er sterven.

De relatieve sterfte op de gehele trekroute  $Z_d$  wordt vervolgens berekend als:

$$Z_d = x \text{ (km)} \times Z \text{ (km}^{-1}\text{)} \quad [2]$$

---

<sup>15</sup> Smolt: naam voor de jonge zalm in de levensfase, waarin ze vanuit de opgroeigebieden op de rivier naar zee trekken (zie paragraaf 1.2.1).

<sup>16</sup> Parr: naam voor de jonge zalm in de larvale levensfase, waarin de larven niet meer voor hun voedsel afhankelijk zijn van de dooierzak (zie paragraaf 1.2.1)

x is de lengte van de trekroute in kilometers. Met behulp van deze schatting van de relatieve sterfte (Z) kan het aantal smolts dat de trek naar zee via een bepaalde trekroute overleeft berekend worden door het resultaat van vergelijking [2] te substitueren in vergelijking [1]. Dit levert vergelijking [3].

$$N_d = N_0 \times e^{-Z \times x} \quad [3]$$

De additionele sterfte als gevolg van passage door een turbine van een WKC wordt op een vergelijkbare wijze berekend als de totale sterfte over een afgelegde afstand door overige oorzaken, met een aantal belangrijke verschillen. Ten eerste gaan niet altijd alle langstreckende zalmsmolts door de WKC. Indien een visgeleidingssysteem aanwezig is en effectief functioneert, zal een (klein) deel van de vissen via dit systeem passeren. Een ander (klein) deel zal mogelijk de route via de vistrap nemen. Bij hoge debieten gaat er ook water, en daarmee ook vissen, over de stuw. Het is dus van belang een schatting te hebben welk deel van de zalmsmolts via een turbine van de WKC passeert (P). Ten tweede treedt er niet alleen sterfte op tijdens de passage van de turbine (directe sterfte), maar ook na afloop van de passage van de turbine door uit- of inwendige beschadigingen op een (klein) deel van de trekroute volgend op de WKC (uitgestelde of indirecte sterfte). Bij berekening van de sterfte als gevolg van passage van een WKC turbine moet dus de afstand waarover de sterfte zich openbaart verdisconteerd worden (vergelijkbaar met het berekenen van de sterfte over de gehele trekroute).

De relatieve sterfte, Z, is een lastig intuïtief te begrijpen waarde, maar wel zeer bruikbaar, omdat hiermee de fractie overlevende dieren over elke willekeurige afstand kan worden berekend. Bovendien zijn relatieve sterftes additief: ze kunnen worden opgeteld.

## 3.2 Waargenomen sterfte

### 3.2.1 Overige oorzaken (op basis van telemetriestudies)

In 2009, 2010 en 2011 zijn experimenten gedaan waarbij (gekweekte) zalmsmolts, voorzien van een transponder, vanaf het punt van uitzetting telemetrisch werden gevolgd (Kemper e.a., 2010; Vis & Vriese, 2009; Vis & Spierts, 2010; 2011a; 2011b). In 2009, 2010 en 2011 was het aantal in de Berwijn (op ca. 4 km boven het punt van samenstromen met de Maas) uitgezette en gezenderde smolts respectievelijk 163, 200 en 200. Tevens zijn in 2010 en 2011 jaarlijks 100 gezenderde zalmsmolts uitgezet bovenstrooms van St. Odiliënberg in de Roer.

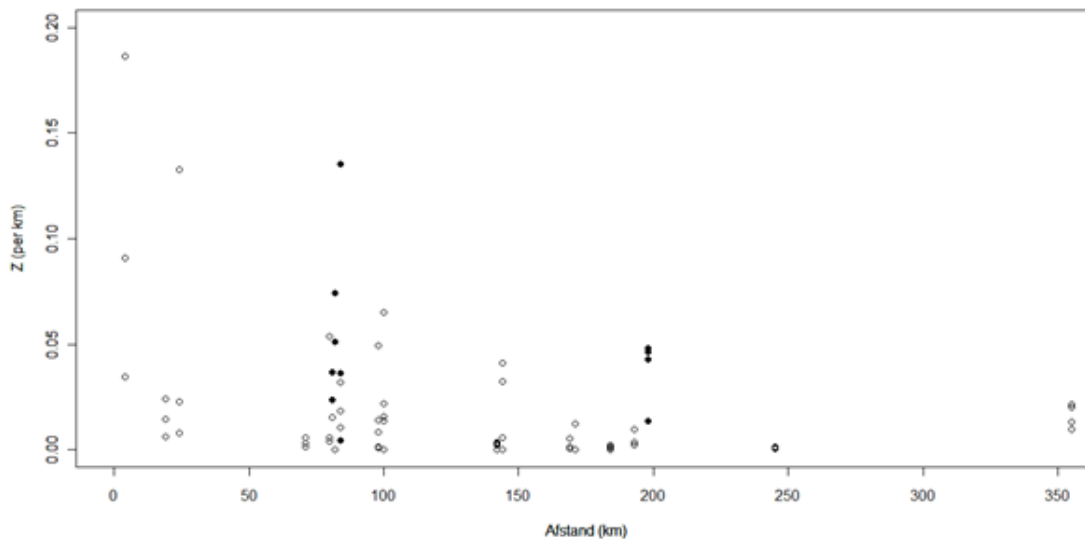
Van de smolts uitgezet in de Berwijn zijn detectiegegevens beschikbaar vanaf het eerstvolgende detectiestation (Moelingen, België) tot en met Stellendam/Haringvliet (ca. 350 km vanaf het uitzetpunt). Van de smolts, die in de Roer uitgezet zijn, werden uitsluitend de registraties in de Maas, stroomafwaarts van Roermond tot en met Stellendam/Haringvliet, gebruikt voor mortaliteitschattingen. Stroomafwaarts van Bergsche Maas kunnen de smolts in beginsel verschillende routes naar de Noordzee volgen. Uit telemetriestudies blijkt dat nagenoeg alle smolts via het Haringvliet naar zee gaan (pers. meded. F.T. Vriese).

Vanwege de aanwezigheid van meerdere detectiepunten voor en na de WKC Linne (op ca. 80 km vanaf het uitzetpunt) kon worden vastgesteld welke smolts via de turbines van de WKC of via de stuw stroomafwaarts trokken. Vanaf het station WKC Linne zijn over een afstand van 265 km tot en met Stellendam/Haringvliet nog op 14 plaatsen detectiestations beschikbaar om de passage van smolts te registreren. WKC Lith bevindt zich ca. 152 km stroomopwaarts van Stellendam/Haringvliet.

Voor waarnemingen bij een detectiestation is de relatieve sterfte (Z, per km) vanaf het eerstvolgende stroomopwaarts gelegen detectiestation berekend volgens formule [4]:

$$Z = \ln(N_{d-1}/N_d)/a \quad [4]$$

$N_d$  is het aantal smolts dat een detectiestation passeerde,  $N_{d-1}$  is het aantal smolts dat het voorafgaande detectiestation passeerde en  $a$  is de afstand (km) tussen deze twee detectiestations. Omdat in 2009, maar niet in 2010 en 2011, een groot deel van de smolts over de stuw bij Linne zijn getrokken, is de sterfte bij Linne voor die groep meegenomen in de bepaling van de overige sterfte in plaats van in de bepaling van de WKC-sterfte. De resultaten van deze berekeningen zijn samengevat in Figuur 1.



*Figuur 1 Sterfte ( $Z$ , per km) van gezenderde zalmsmolts uitgezet in Moelingen (België) en St Odiliënberg tijdens de stroomafwaartse trek over het Nederlandse deel van de Maas vanaf respectievelijk Maastricht en Roermond tot aan Stellendam/Haringvliet. Gesloten cirkels: passage via WKC-turbines. N.B. De twee hoogste sterfte-schattingen (1,16 en 0,51) zijn niet in de figuur geplott. Deze niet-geplote sterfteschattingen betreffen zalmsmolts, die in 2011 de turbines van WKC Linne passeerden.*

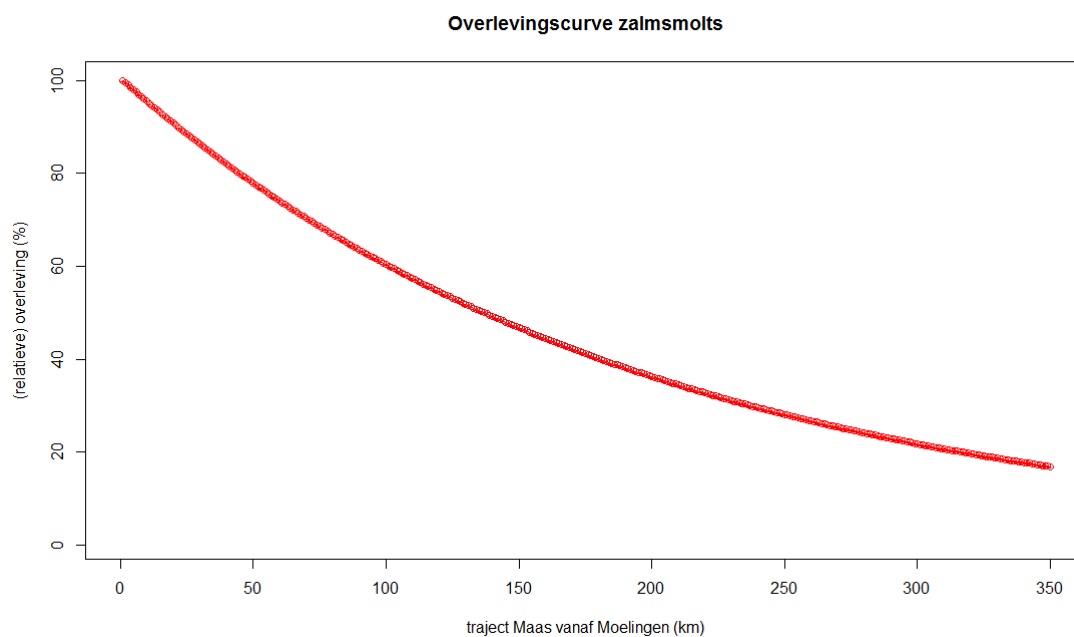
Uit variantieanalyse blijkt dat de berekende relatieve sterfte ( $\text{km}^{-1}$ ) onafhankelijk is van de door de smolts afgelegde afstand, met uitzondering van een korte afstand (drie detectiestations) na passage van de turbines van de WKC Linne. Bij Linne dorp (op 0,6 km vanaf de WKC), Roermond (op 1,6 km) en bij Buggenum (op 4,3 km) is de sterfte gemiddeld hoger. Deze hogere sterfte wordt toegedicht aan passage door de WKC (zie paragraaf 3.2.2). De overige te passeren stations waren Moelingen (4 km vanaf het uitzetpunt in de Berwijn); Maastricht (19 km); Itteren (24 km); Stevensweert (71 km); Linne\_stuw (80 km); Linne (81 km); Roermond (82 km); Buggenum (84 km); Belfeld (98 km); Steyl (100 km); Afferden (142 km); Sambeek (144 km); Grave (169 km); Balgoi (171 km); Megen (184 km); Lith\_stuw (193 km); Lith\_dorp (198 km) Bergsche Maas (245 km) en Stellendam/Haringvliet (355 km). Op basis van de waarnemingen op grotere afstanden dan 5 km van een WKC is de schatting van de gemiddelde overige relatieve sterfte,  $M$ ,  $0,0051 \text{ (km}^{-1}\text{)}$  met 95% betrouwbaarheidsgrenzen van  $0,0021\text{-}0,012 \text{ km}^{-1}$ <sup>17</sup> (Tabel 1, relatieve sterfte rivier)

<sup>17</sup> Bij een meetkundig gemiddelde zijn multiplicatieve effecten van belang. Boven- en ondergrens van het gemiddelde worden bepaald door het gemiddelde met een factor te vermenigvuldigen respectievelijk te delen:  $2,4^1 = 2,4$ , of  $2,4^{-1} = 0,41$

Tabel 1 Samenvatting van de schattingen van de relatieve sterfte (per km) van zalmsmolts op grond van telemetrie gegevens uit de periode 2009 t/m 2011. (Geometrisch gemiddelde, 95% onder- en bovengrens gemiddelde).

Jaar	Relatieve sterfte (km <sup>-1</sup> ) rivier, M			Relatieve sterfte (km <sup>-1</sup> ) WKC passage, W		
	Gemiddelde	-95%	+ 95%	Gemiddelde	-95%	+95%
2009	0,0041	0,0016	0,011	0,041	0,016	0,10
2010	0,0047	0,0018	0,012	0,023	0,007	0,07
2011	0,0072	0,0023	0,023	0,250	0,062	1,01
2009-2011	0,0051	0,0021	0,012	0,057	0,019	0,17

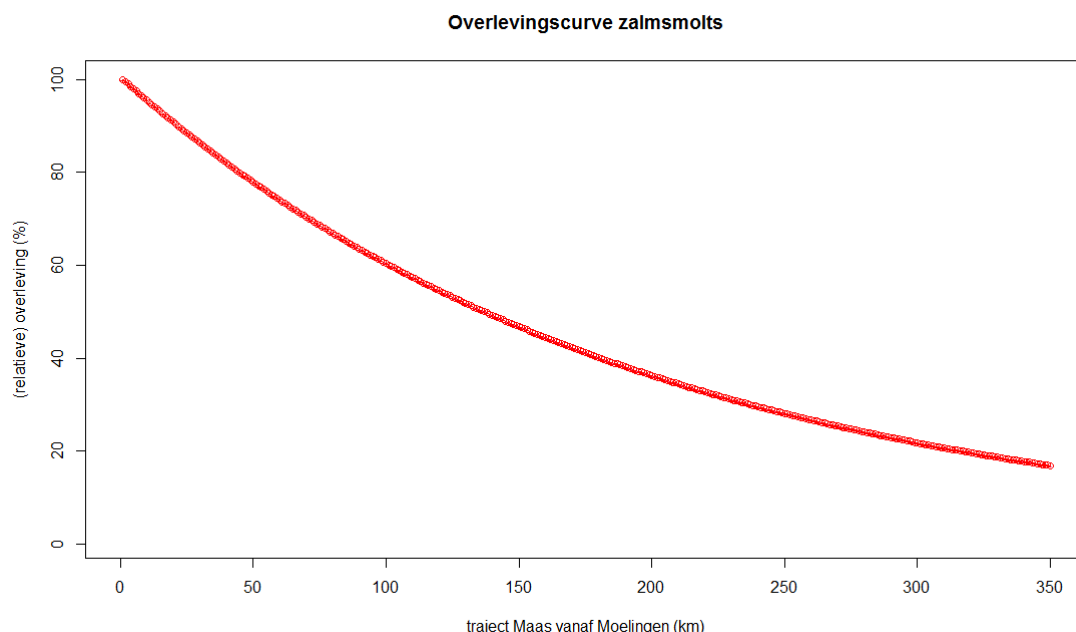
De ontwikkelde beoordelingssystematiek wordt alleen toegepast op het Nederlandse deel van de migratieroute door de Maas. Bij een afstand van het Nederlandse deel van de Maas tot aan de Bergsche Maas<sup>18</sup> van 250 km en nog eens ca. 100 km tot de Noordzee, en onder de aanname dat de gemiddelde relatieve sterfte over het hele traject 0,0051 km<sup>-1</sup> is, is Z gelijk aan  $350 \times 0,0051 = 1,78$ , wat overeenkomt met een overleving van ( $e^{-1,78} = 0,17$ ) 17% van het oorspronkelijke in de Berwijn uitgezette cohort, zonder additionele sterfte door WKC's. Dat betekent dat, in afwezigheid van WKC's, van elke 100 zalmsmolts die bij de grens tussen België en Nederland op de Maas passeren, er gemiddeld 17 de zee bereiken (



Figuur 2).

<sup>18</sup> [http://www.rijkswaterstaat.nl/water/feiten\\_en\\_cijfers/vaarwegenoverzicht/maas/](http://www.rijkswaterstaat.nl/water/feiten_en_cijfers/vaarwegenoverzicht/maas/)





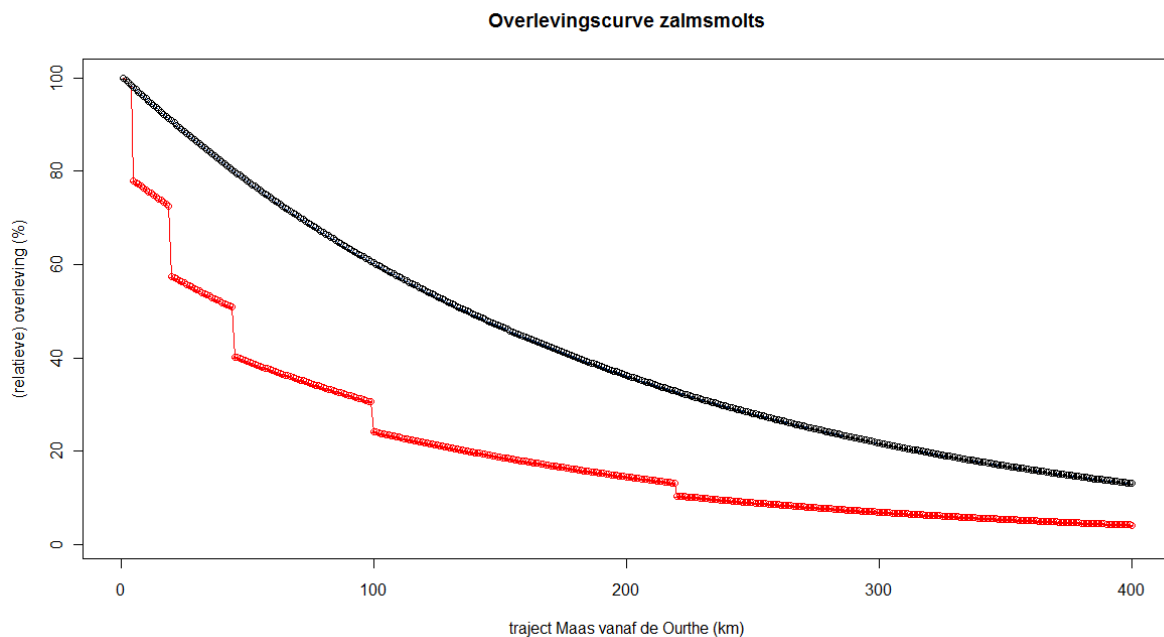
*Figuur 2 Overlevingscurve (%) voor zalmsmolts voor een riviertraject van 350 km en een relatieve mortaliteit van 0,0051 per kilometer (M) en bij afwezigheid van WKC's*

### 3.2.2 WKC passage (op basis van telemetriestudies)

De relatieve sterfte als gevolg van het passeren van de WKC turbines,  $W$ , veroorzaakt een aanzienlijk grotere sterfte van gemiddeld  $0,057 \text{ km}^{-1}$  (Tabel 1, relatieve sterfte WKC) en treedt op basis van de huidige gegevens op over een beperkt traject (van 4 km). De 95% betrouwbaarheidsgrenzen van de gemiddelde WKC sterfte is  $0,039\text{-}0,085 \text{ km}^{-1}$ . De overleving van zalmsmolts na één WKC, waarbij alle passerende smolts door de WKC gaan ( $P=1,0$ ; worst case situatie), is ( $e^{-(1,0 \times 0,057 \times 4)} = 0,80$ ) 80%, dus is de sterfte van een cohort zalmsmolts ten gevolge van passage van een WKC gemiddeld 20%. De gemiddelde overleving als gevolg van passage van de huidige vier WKC's is ( $e^{-(4 \times 0,228)} =$ ) 0,40 en de cumulatieve sterfte 60%. Bij toevoeging van een vijfde WKC is de gemiddelde overleving ( $e^{-(5 \times 0,228)} =$ ) 0,32 en de cumulatieve sterfte 68%. In een situatie waarbij niet alle smolts door de WKC gaan, bijvoorbeeld bij hoge debieten of bij een goed functionerend visgeleidingssysteem, is de sterfte lager.

### 3.2.3 Verlies aan zalmsmolts op het gehele migratietraject

De trekroute door de Maas vanaf de meest nabijgelegen paai- en opgroeigebieden in de Ourthe (ca. 50 km bovenstrooms van de Belgisch-Nederlandse grens) tot aan de Noordzee bij de Haringvlietdamdam is totaal ca. 400 km, waarop vier WKC's in gebruik zijn. In de huidige situatie met vier WKC's (zonder effectieve visgeleiding en onder de worst-case aanname dat alle vissen door de WKC's gaan,  $P=1,0$ ) is de relatieve sterfte veroorzaakt door WKC's,  $W$ , gelijk aan  $4 \times (1 \times 0,057 \times 4) = 0,91$ , wat overeenkomt met een overleving van ( $e^{-0,91} = 0,40$ ) 40% en dus een sterfte van 60%. Deze sterfte is vergelijkbaar met de sterfte door natuurlijke en andere menselijke oorzaken over een traject van bijna 180 km ( $0,91 (W) = 178 \text{ km} \times 0,0051 (M)$ ). De overleving van een cohort zalmsmolts op de gehele trekroute inclusief de additionele sterfte van 60% door vier WKC's wordt berekend met een  $Z = M(384 \text{ km} \times 0,0051) + 4 \times W$  ( $1,0 \times 0,057 \times 4 \text{ km}$ ) en bedraagt ( $e^{-(1,96 + 0,91)} = 0,056$ ) afgerond 6%. De totale sterfte op de gehele trekroute door de Maas vanaf de paaigebieden met de huidige vier WKC's komt daarmee gemiddeld op 94%. Bij toevoeging van een extra WKC op de trekroute is de totale sterfte over het gehele traject 95,5% (Figuur 3).



*Figuur 3 Overlevingscurve (%) voor zalmsmolts voor een riviertraject van 400 km, een relatieve sterfte van 0,0051 per kilometer (M) en relatieve WKC-sterfte van 0,057 per km(W) voor vijf WKC's op 5, 20, 45, 100 en 220 km afstand vanaf de paaigebieden in de Ourthe (die bij Luik de Maas in stroomt).*

Andere schattingen voor de sterfte van stroomafwaarts trekkende zalmsmolts laten grote variatie zien (Jonsson & Jonsson, 2011). Moore e.a. (2010) schatten de sterfte van gezenderde regenboogforel die over een traject van ongeveer 50 km via de Straat van Juan de Fuca nabij de westkust van de VS en Canada naar de Grote Oceaan migreerden. De sterfte per km varieerde van 0 tot 0,6% per km (dat is gelijk aan een relatieve sterfte (bijv. M) van 0 tot 0,006 per km), afhankelijk van het gebruikte riviertraject. De sterfte van wilde regenboogforel was lager dan van gekweekte en daarna uitgezette forel. De geschatte sterftes van zalmsmolts in de Maas (M, 0,004-0,007) zijn vergelijkbaar met de resultaten van Moore e.a. (2010).

### 3.2.4 Verlies aan zalm bij optrek naar paaigebieden

In 2010 zijn in totaal 29 gevangen volwassen, paarijpe salmoniden (zeeforel en zalm) gezenderd en uitgezet in de Maas bij Lith. Ter hoogte van Megen (ongeveer 10 km stroomopwaarts) werden 10 gemerkte vissen geregistreerd en 5 daarvan bereikten de stuw bij Borgharen. Tussen Megen en Maastricht bevinden zich 6 stuwen, die de vissen kunnen passeren via vistrappen. Het waargenomen aantal (gezenderde) vissen voor en achter een stuw werd gebruikt om de relatieve sterfte (Z, per stuw) te schatten. Op basis van deze beperkte gegevens is deze sterfte per stuw gemiddeld 0,045, met een standaardafwijking van 0,03. Op basis van de registraties van de vissen tussen opeenvolgende stuwen werd de relatieve sterfte (M, per km Maastraject zonder stuwen) berekend. Deze was gemiddeld 0,01 per km rivier, met een standaardafwijking van 0,008. De totale overleving S tijdens de optrek komt daarmee op gemiddeld ( $e^{-(400 \times 0,01 + 10 \times 0,045)} =$ ) 0,43 en de totale sterfte op 57%.

Referenties met schattingen van de sterfte tijdens de stroomopwaartse migratie zijn schaars. Lundqvist e.a. (2008) rapporteren een overleving van gemiddeld 30% (0-47%) voor zalmen in een Zweedse rivier met een grote waterkrachtcentrale, een kleine lokstroom en een vispassage over een hoogte van ca. 20m. Een dergelijke situatie is nauwelijks vergelijkbaar met een de situatie bij een stuw op de Maas. Beoordeling van de geschatte waarde voor overleving tijdens de stroomopwaartse migratie op de Maas op basis van deze literatuurwaarden gaat dus mank.

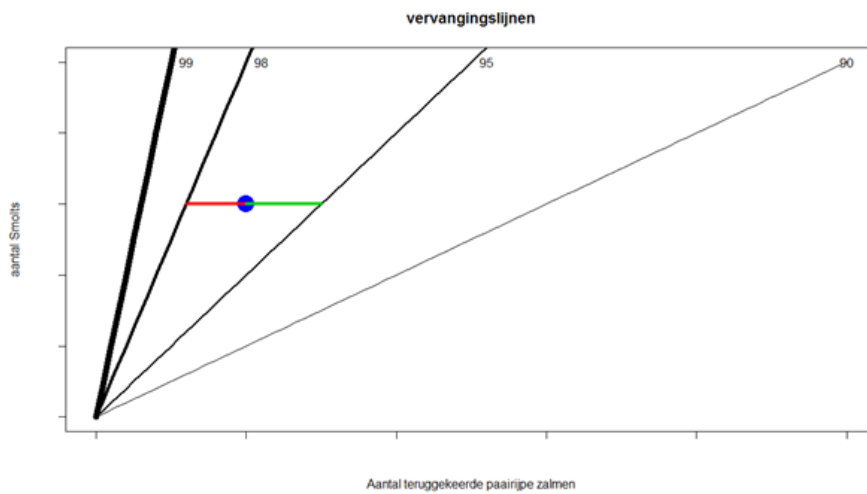
## 4 Populatiodynamisch model zalm in de Maas

### 4.1 Achtergrond

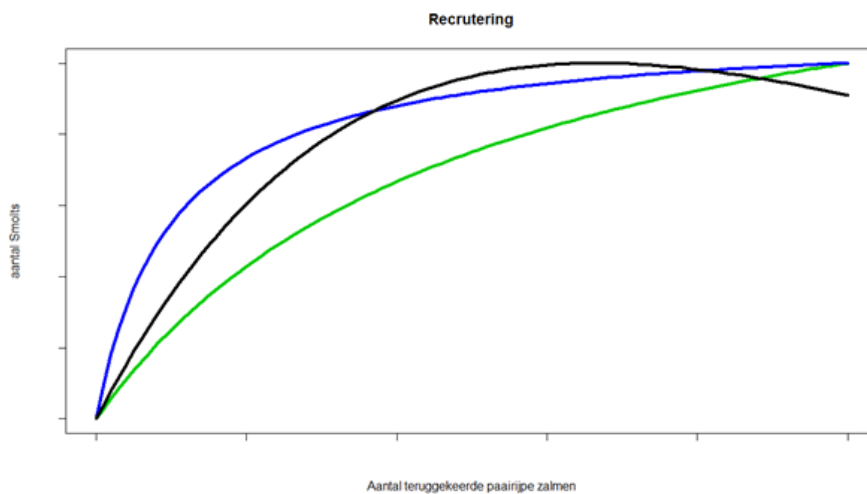
Er moet een nieuwe visshadenorm afgeleid worden voor uitbreiding van de populaties van kwalificerende vissoorten, die gebaseerd is op (integratie van) de 'best beschikbare kennis' over de levensloop en populatiodynamica van de betreffende vissoorten voor de Grensmaas. De idee is om met deze kennis van de levensloop en populatiodynamica een model te maken, waarin de verschillende factoren die de populatiegrootte bepalen verdisconteerd zijn: reproductie en sterfte. Beide factoren worden op zich weer beïnvloed door allerlei andere factoren, zoals bijvoorbeeld de beschikbaarheid en kwaliteit van het habitat voor reproductie en de aanwezigheid van barrières en oorzaken van niet-natuurlijke sterfte. Met het model kan onderzocht worden bij welke (variatie in) additionele (niet-natuurlijke) sterfte de populatie op niveau blijft, bij welke ze afneemt en bij welke ze kan toenemen. De eerste waarde voor de sterfte is de norm wanneer er sprake is van een doelstelling van behoud van de populatie, de laatste waarde voor de sterfte is de norm wanneer er sprake is van een doelstelling voor uitbreiding van de populatie. Voor dit model wordt de zalmopulatie in de Maas als casus gekozen.

#### 4.1.1 Criteria voor uitbreiding van de zalmopulatie

Het aantal smolts dat uiteindelijk in de geboortेरivier als volwassen zalm terugkeert en daar paait is afhankelijk van de sterfte tijdens hun verdere levensloop. De relatie tussen aantal vertrekkende smolts en terugkerende zalmen is lineair: dit is de vervangingslijn of het terugkeerpercentage van smolts (in het profieldocument voor de zalm wordt 3% aangehouden; Ministerie LNV, 2008b). In Figuur 4 zijn de lijnen geplot voor verschillende overlevingspercentages. Het feitelijke aantal teruggekeerde paairijpe zalmen en de hoeveelheid smolts (zie bijvoorbeeld de blauwe punt in Figuur 4) bepaalt of het aantal terugkerende zalmen van de volgende generatie groter of kleiner is dan de huidige. De volgende generatie is groter dan de huidige als het punt boven de vervangingslijn ligt (bij 95% sterfte) en daalt als het punt er onder ligt (bij 98% sterfte). Het verwachte aantal terugkerende zalmen wordt gevonden als het snijpunt van de horizontale lijn voor het aantal geproduceerde smolts en de betreffende vervangingslijn.

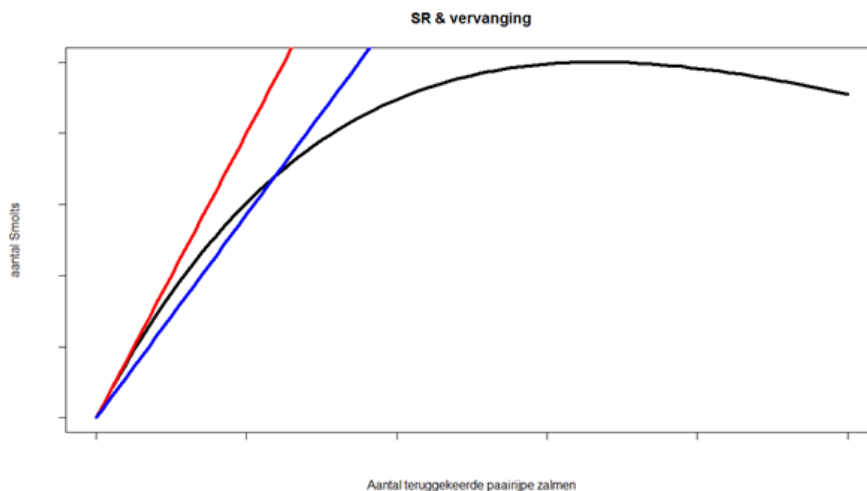


**Figuur 4** Vervangingslijnen voor zalm. Gegeven de sterfte/overleving van zalm, zullen terugkerende zalmen door voortplanting een bepaalde hoeveelheid smolts moeten produceren, zodat bij deze sterfte van deze volgende generatie eenzelfde hoeveelheid zalmen op de paaiplaats zullen terugkeren. De dunste lijn laat een vervangingslijn bij overleving van 10% zien (sterfte=90%). De dikkere lijnen geven de vervanging weer bij respectievelijke overlevingspercentages van respectievelijk 5,2 en 1%.



**Figuur 5** Stock-Recruitment relaties van zalm in de Maas volgens verschillende modellen: groen & blauw, Beverton & Holt (1957); zwart, Ricker (1954).

Figuur 6 laat vervolgens een mogelijke Stock-Recruitment (SR)-relatie zien (de relatie tussen aantal volwassen dieren dat op de paaigronden aankomt, 'Stock', en de hoeveelheid eieren/larven in de volgende generatie, 'Recruitment'), gecombineerd met twee vervangingslijnen. De rode vervangingslijn ligt in zijn geheel boven de SR-lijn. Dat wil zeggen dat bij deze sterfte de zalm populatie niet in staat is om zichzelf uit te breiden of zelfs maar in stand te houden. Herstel is dan nooit mogelijk. Bij een blauwe vervangingslijn is uitbreiding en herstel van de populatie wel mogelijk voor een populatie waarvan de zwarte rekruteringslijn boven de vervangingslijn ligt. Het snijpunt geeft een stabiel evenwichtspunt weer.



Figuur 6 Theoretische Stock-Recruitment relatie van zalm in de Maas (zwart) en twee theoretische vervangingslijnen (rood en blauw).

Bovenstaande situatie is de natuurlijke levensloop van de Atlantische Zalm. In de Maas is de zalm echter sinds 1935 officieel uitgestorven, na de aanleg van een aantal grote schuifdammen (stuwen) in de beneden- en middenloop van de rivier (Internationale Maascommissie, 2011). In het kader van het project 'Meuse Saumon 2000' zijn er sinds 1988 bijna 1,5 miljoen jonge zalm (parr fase) uitgezet in de Belgische Maas. In 2002 zijn er acht volwassen zalm (vijf mannetjes en drie vrouwtjes) in de Belgische Maas gevangen, waarmee een kweekprogramma is opgezet. Hiermee wil men genoeg alevins kweken om de Maas te herbevolken (<http://www.saumon-meuse.be>). Voorts zijn sinds eind 2007 alle zeven stuwen in het Nederlandse deel van de Maas voorzien van moderne vistrappen. Daarmee is een deel van de belemmeringen tijdens de stroomopwaartse migratie weggenomen, wat blijkt uit de vangst van een aantal volwassen zalm afkomstig van uitzettingsacties in de Ardense rivieren bij Belgisch-Nederlandse grens (32 volwassen zalm in de periode 2002-2011, waarvan 11 in 2002, Philippart pers. meded.; Internationale Maascommissie, 2011).

#### 4.1.2 Geschiktheid van het zalmmodel voor de andere twee vissoorten

De levensloop van de **rivierprik** (zie Bijlage A) komt op veel aspecten overeen met de levensloop van de zalm. Net als de zalm wordt stroomopwaarts gepaaid, verblijven de juvenielen enkele jaren in het rivierensysteem en trekken na een metamorfose richting de open zee. Omdat bovenstrooms gepaaid wordt, is de kans groot dat tijdens de migratie een of meerdere waterkrachtcentrale gepasseerd worden. Tijdens de stroomafwaartse trek is de rivierprik gemiddeld kleiner dan de trekkende zalmsmolts: ze zijn dan circa 12-13 cm. Om die reden nemen we aan, dat de sterftekans voor de rivierprik bij passage door de turbines niet groter zal zijn dan die voor zalmsmolts (welke circa 15-25 cm lang zijn; zie voor onderbouwing Figuur 10, paragraaf 5.2).

Omdat de **rivierdonderpad** een levensloop heeft die zich grotendeels in dezelfde omgeving afspeelt (zie Bijlage A), zijn deze vissen niet "gedwongen" de waterkrachtcentrale te passeren, in tegenstelling tot de obligaat migrerende rivierprik en zalm. De beperkte dispersie zorgt bovendien voor een kleine kans dat lokaal gevestigde individuen die zich wel in de omgeving van de waterkrachtcentrale bevinden in de turbines terecht komen. De waterkrachtcentrale zal daarmee effect hebben op slechts een klein deel van de populatie van de rivierdonderpad in de Grensmaas; vanwege de geringe dispersie van de rivierdonderpad en het grote oppervlakte van de Grensmaas zal een groot deel van de populatie zich niet in de omgeving van de waterkrachtcentrale bevinden. Bovendien is er voor schubvissoorten geen relatie

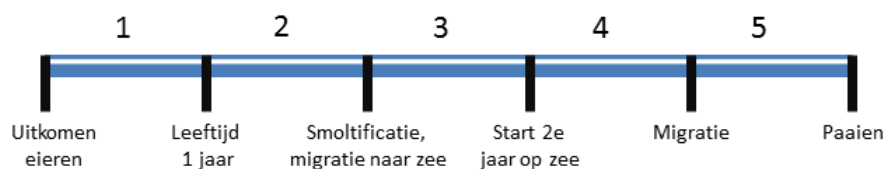
vastgesteld tussen de sterftekans en de lengte van de vis (zie Figuur 10, paragraaf 5.2). Vanwege de geringe lengte van de rivierdonderpad (het merendeel van de populatie is 5-12 cm lang, de soort wordt maximaal 15 cm) nemen we aan, dat de sterftekans voor de rivierdonderpad bij passage door de turbines niet groter zal zijn dan die voor zalmsmolts.

Op basis van de grootte van de beschermde soorten, hun migratiekenmerken en hun huidige staat van instandhouding is verondersteld dat de zalm de meest kwetsbare soort is waarvoor doelstellingen zijn opgenomen in het Concept Aanwijzingsbesluit Grensmaas (LNV, 2008). Het populatiedynamisch model voor de zalm levert dus een norm voor significantie gevolgen van sterfte ten gevolge van passage door een WKC. De aanname is, dat de norm voor de rivierprik gelijk is aan die van de zalm en die voor de rivierdonderpad veel hoger ligt, mede omdat voor deze soort een behoudsdoelstelling geldt.

## 4.2 Model: opzet en parameters

### 4.2.1 Levenscyclus van Atlantische zalm

Voor deze studie is de levenscyclus van de zalmpopulatie in vijf stadia onderverdeeld. Deze verdeling (Figuur 7) is gebaseerd op specifieke gebeurtenissen in de levenscyclus van Atlantische zalm (zie paragraaf 1.2.1). Elk stadium kent een specifieke sterfte, waardoor individuen verloren gaan. Niet alle zalmen zullen alle stadia doorlopen. Er is bijvoorbeeld een bepaalde fractie van de populatie die al na het eerste levensjaar (in plaats van het tweede levensjaar) smoltificeert en uittrekt naar zee. Deze groep slaat dus stadium 2 over. Ook na smoltificatie is er variatie in de populatie: een deel van de zalmen op zee wordt al na één jaar volwassen en keert terug naar de paaigronden (en slaat dus stadium 4 over). Een ander deel doet dit na het tweede jaar op zee. Alle individuen die stadium 5 bereiken nemen deel aan de reproductie en de jaarlijkse productie van eieren (de nieuwe aanwas in stadium 1) is dus afhankelijk van het aantal individuen dat in een bepaald jaar stadium 5 bereikt.



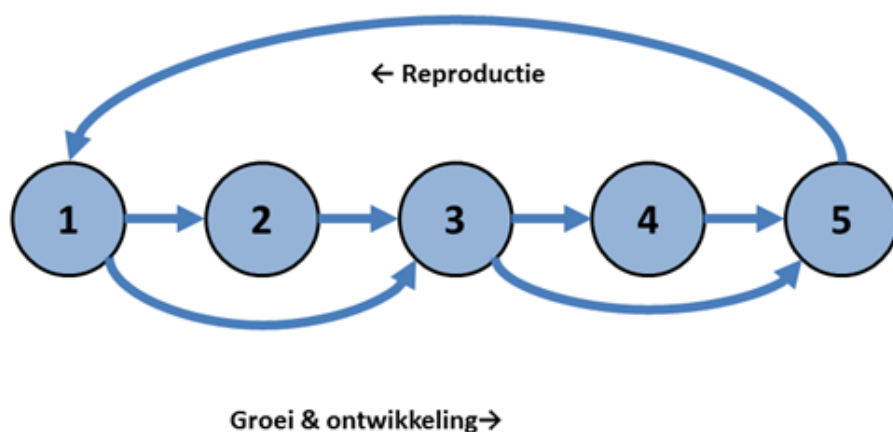
*Figuur 7 De zes stadia in het model in relatie tot de levenscyclus van Atlantische zalm.*

Voor zalm zijn een aantal zogenaamde Stock-Recruitment (SR) relaties voorgesteld (Jonsson & Jonsson, 2011). Het huidige onderzoek richt zich op de vraag of een kleine populatie zalmen groeit of afneemt. Alle gesuggereerde SR-relaties hebben met elkaar gemeen dat het verband voor kleine populaties positief en bij benadering lineair is (zie Figuur 5 en Figuur 6). Er is dus geen dichtheidsafhankelijkheid. In het model wordt dus ook een lineaire stock-recruitment relatie aangenomen: het aantal (vrouwelijke) eieren in de volgende generatie is het aantal volwassen vrouwtjesdieren dat in de paaihabitat aankomt maal het gemiddeld aantal eieren per vrouwtje. Een belangrijke bron van dichtheidsafhankelijke mortaliteit bij Atlantische zalm komt voort uit competitie om opgroeiterritoria voor parr (Jonsson e.a., 1998). Onze aannames over het ontbreken van dichtheidsafhankelijkheid komen overeen met de aanname dat er voldoende opgroeiterritoria zijn voor alle opgroeiende parr.

#### 4.2.2 Parameterisatie van het model

We nemen aan dat alle volwassen individuen slechts eenmaal reproduceren. Er zijn indicaties dat een deel van de zalmen in rivieren als de Maas na de paai terugkeren naar zee en meerdere jaren reproduceren. Gegevens hierover zijn schaars en daarom kiezen wij voor de conservatieve ('worst case') aanname dat elk volwassen individu slechts eenmaal reproduceert. Ook wordt aangenomen dat de helft van de populatie uit vrouwelijke dieren bestaat. Met name in de mannelijke dieren bestaat veel variatie in de levenscyclus. Behalve de mannetjes die naar zee gaan en als volwassen dieren terugkeren op de rivier, zijn er ook mannelijke dieren die nooit uittrekken, maar als parr volwassen worden. Omdat hierover voor de Maas geen betrouwbare gegevens zijn, nemen wij aan dat er altijd voldoende mannelijke dieren zijn om alle eitjes te bevruchten, en dat 50% van de afgezette eitjes bestaan uit mannelijke dieren die in het model buiten beschouwing worden gelaten.

De levenscyclus van zalm in het model, ingedeeld in de vijf gehanteerde stadia, is afgebeeld in Figuur 8. Aan de hand van dit diagram is het mogelijk om voor elke transitie (dus elke pijl in Figuur 8) een bijbehorende waarschijnlijkheid te definiëren: de kans dat een individu in stadium X zich op de volgende tijdstap in stadium Y bevindt. Dit resulteert in een transitiematrix zoals weergegeven in Tabel 2. Wanneer tussen twee stadia in Figuur 8 geen pijl is getekend, zoals bijvoorbeeld van stadium 4 naar stadium 1, staat er een waarde van 0 in Tabel 2 voor die transitie. Voor elementen in de matrix waar wel overgang mogelijk is, zoals van stadium 1 naar stadium 2, bevat de matrix een positief getal, kleiner of gelijk aan 1. Een getal van 1 betekent dat alle individuen van stadium x overgaan naar stadium y en een getal kleiner dan 1 betekent dat niet alle individuen uit stadium x overgaan naar stadium y en dat er dus individuen in stadium x verloren gaan. In Tabel 2 zijn alle positieve elementen in de matrix in formulevorm weergegeven. Parameters genaamd  $P_x$  staan voor overlevingsfracties (de rest gaat dood), terwijl parameters  $G_x$  staan voor transitiefractionen (de rest maakt op een later tijdstap de transitie). De transitie van stadium 1 direct naar stadium 3 wordt dus bepaald door de overleving in stadium 1 ( $P_1$ ) en de fractie van de overlevers die stadium 2 overslaat en naar stadium 3 gaat ( $G_1$ ). De overige individuen ( $1-G_1$ ) ondervinden dezelfde overleving in stadium 1 (wederom  $P_1$ ), maar gaan van stadium 1 naar stadium 2. De betekenis van alle parameters in Tabel 2 staat in Tabel 3.



Figuur 8 Schematische weergave van de levenscyclus van Atlantische zalm zoals gehanteerd in het model.

### 4.2.3 Matrix populatie model

De transitiematrix vormt het hart van een zogenaamd matrix-populatiemodel (Caswell, 1989). Dit type model wordt zeer veel gebruikt in natuurbeschermings- en restoratievraagstukken om de levensvatbaarheid van populaties in veranderende omstandigheden te onderzoeken (Fieberg & Ellner 2001). Het tweede deel van het model bestaat uit de populatievector. Dit is een vector waarin het aantal individuen in elk van de vijf levensstadia wordt bijgehouden. Voor het hier beschreven model ziet de populatievector er dus als volgt uit:

$$\begin{pmatrix} \text{Aantal in stadium 1} \\ \text{Aantal in stadium 2} \\ \text{Aantal in stadium 3} \\ \text{Aantal in stadium 4} \\ \text{Aantal in stadium 5} \\ \text{Aantal in stadium 6} \end{pmatrix}.$$

Door deze vector te vermenigvuldigen met de transitiematrix (Tabel 2), verkrijgt men een nieuwe vector, waarin de elementen de aantallen individuen in elk van de stadia weergeven, maar nu in de volgende tijdstap. Door dit proces te herhalen en steeds de nieuw berekende populatietoestand te gebruiken als de populatievector voor de volgende stap, kan het verloop van de populatie over de tijd worden berekend.

Tabel 2 Transitiematrix. Het elementen gemarkeerd met een subscript  $t$  ( $P3_t$ ) is onderhevig aan omgevingsstochasticiteit.

		van stadium					
		1: Larve	2: Juveniel	3: Smolt & Marien 1	4: Marien 2	5: Marien 3	6: Adult
naar stadium	1: Larve	0	0	0	0	0	$P6 \cdot F1$
	2: Juveniel	$(1-G1) \cdot P1$	0	0	0	0	0
	3: Smolt & Marien 1	$G1 \cdot P1$	$P2$	0	0	0	0
	4: Marien 2	0	0	$P3_t$	0	0	0
	5: Marien 3	0	0	0	$P4$	0	0
	6: Adult	0	0	0	0	$P5$	0

Tabel 3 Betekenis van de parameters in de transitiematrix (Tabel 2)

parameter	betekenis
$P1$	fractie overleving van ei tot 1 jaar
$G1$	fractie die aan begin 2e levensjaar smoltificeert
$P2$	fractie overleving van 1e tot 2e verjaardag op zoet water
$P3$	fractie overleving smoltificatie, uittrek en 1e jaar op zee
$P4$	fractie overleving 2e jaar op zee
$P5$	fractie overleving 3e jaar op zee
$P6$	fractie overleving optrekkende volwassenen
$F1$	aantal uitgekomen eieren per volwassene

### 4.2.4 Stochasticiteit

Niet elke zalm heeft precies hetzelfde leven. Toevallige factoren spelen een belangrijke rol. De variabiliteit door toeval heeft vele oorzaken, die vaak in twee categorieën worden ingedeeld: demografische stochasticiteit en omgevingsstochasticiteit. De eerste categorie omvat alle variatie tussen individuen. In een populatie zalm zullen altijd grote en kleine, sterke en zwakke, snelle en langzame



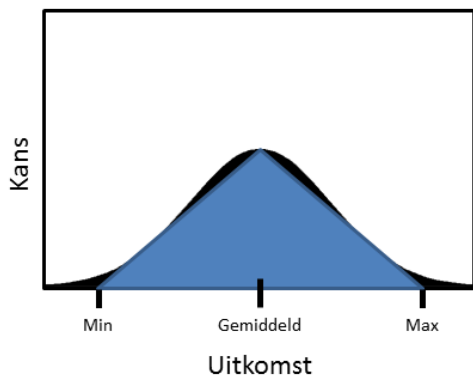
individuen, etc. zijn. In de praktijk zullen daardoor niet alle individuen even belangrijk zijn voor het voortbestaan van de zalmpopulatie. In populatiemodellen wordt vaak aangenomen dat dit soort verschillen tussen individuen tegen elkaar wegvallen bij grote aantallen en dat het modelleren van 'gemiddelde' individuen daardoor een valide aanpak is (Begon e.a., 2005). Een voorbeeld hiervan is het aantal eieren dat door één enkele zalm wordt gelegd. Bij voldoende paaiende individuen zal dit aantal doorgaans convergeren naar een gemiddelde en in een populatie-context kan dus met dit gemiddelde worden gerekend. Ook in deze studie nemen we aan dat binnen elk levensstadium in het model alle individuen uitwisselbaar zijn.

Onder omgevingsstochasticiteit verstaat men alle fluctuaties in de leefomgeving die invloed hebben op de populatie<sup>19</sup>. In het geval van zalm in de Maas is dit de erkenning van het bestaan van goede en slechte jaren. In de huidige studie is er voor gekozen om het effect van deze variatie te beperken tot de overleving van het smolt-stadium en de uittrek naar zee, omdat hier de focus van deze studie ligt. Bovendien zijn hiervan ook gegevens bekend specifiek voor de smolts in de Maas. In principe kan van alle parameters worden aangenomen dat omgevingsstochasticiteit een rol speelt, maar dit is erg afhankelijk van het specifieke systeem (de Maas, in dit geval) waarin de populatie leeft. Omdat er momenteel feitelijk geen meetbare zalmpopulatie in de Maas is, is ook over de effecten van omgevingsstochasticiteit op de parameters geen statistisch betrouwbare informatie. Als laatste argument voor het niet opnemen van andere bronnen van omgevingsstochasticiteit kan nog worden opgevoerd dat de effecten van omgevingsstochasticiteit uitmiddelen als er veel onafhankelijke factoren zijn. De juiste manier om dit mee te nemen is een studie van de structuur van de onderliggende covariatie van de verschillende bronnen van omgevingsstochasticiteit. De bestaande gegevens zijn hiervoor volstrekt ontoereikend.

Voor de omgevingsstochasticiteit in de overleving van de uittrek van zalmsmolts in het model is een schatting gemaakt van de 95%-betrouwbaarheidsinterval rond het gemiddelde van de beschikbare telemetriegegevens (zie paragraaf 3.2.1). De waargenomen variantie is op basis van variantieanalyse verdeeld over respectievelijk de variatie binnen een jaar (op verschillende locaties van de rivier, 0,40 op log-schaal) en de variatie tussen jaren (goede en slechte jaren [ $n=3$ ], 0,30 op log-schaal). Dit levert een schatting voor de onzekerheids- of stochasticiteitsfactor tussen jaren van 4 op. Op basis van deze empirische gegevens zijn aannames over de stochasticiteit gedaan voor het model. Voor de variatie in de uittrek-overleving wordt een trekking gedaan uit een 'driehoekige' verdeling (Figuur 9) tussen een minimum en maximum die worden bepaald door de empirisch bepaalde 95%-betrouwbaarheidsintervallen. De gemiddelde waarde komt overeen met het empirisch bepaalde gemiddelde. Deze kansverdeling benadert een normaalverdeling (Figuur 9) en is gekozen vanwege een aantal voordelen van technische aard. Ten eerste is de verdeling gesloten, hetgeen wil zeggen dat waarden buiten het minimum en maximum niet kunnen voorkomen. Ten tweede is deze verdeling eenvoudig en zeer snel te simuleren als de som van twee uniform verdeelde variabelen. Ten opzichte van een normaalverdeling komen de 5% meest extreme jaren (dus de 2,5% 'beste' en 2,5% 'slechtste' jaren) niet voor. Uit de beperkte hoeveelheid gegevens dat ten grondslag ligt aan de schatting van de omgevingsstochasticiteit is geen schatting te maken van de realiteitswaarde van deze extremen, en daarom achten wij de toegepaste vereenvoudiging, zeker op de in dit verband relevante tijdschaal van tientallen jaren, acceptabel.

---

<sup>19</sup> Deze omgevingsstochasticiteit is een vorm van onzekerheid die in de Leidraad bepaling significantie (Steunpunt Natura 2000, 2010) wordt aangeduid als "structurele onbekendheid" inherent aan de complexiteit van een ecosysteem. Deze vorm van onzekerheid moet geaccepteerd worden en daarvoor wordt gewoonlijk de marge van 5% aangehouden. Deze resulteert in een betrouwbaarheidsinterval van 95% (de extreme waarden waarbinnen 95% van alle waarschijnlijke waarden vallen).



*Figuur 9 De gebruikte kansverdeling van de omgevingsstochasticiteit in uittrek-overleving van smolts (in blauw). In zwart op de achtergrond is ter informatie een vergelijkbare normaalverdeling weergegeven.*

## 4.3 Invulling van het model

### 4.3.1 'Best beschikbare kennis'

Bij zowel de opzet van de structuur van het model als bij de invulling van de parameterwaarden in het model is gestreefd naar gebruik van de op het moment van deze studie 'best beschikbare kennis'. Er is geen veldonderzoek gedaan en evenmin zijn er analyses op niet-gepubliceerde, maar aanwezige gegevens uitgevoerd. De kennis is enerzijds ontleend aan algemene wetenschappelijke literatuur over zalm, waaruit informatie is gefilterd rekening houdend met breedtegraad en lengte van de rivier (i.c. de Maas), twee factoren die de kenmerken van een lokale zalm populatie sterk bepalen. Hiervoor is gebruik gemaakt van een recent handboek met een overzicht en samenvatting van de huidige kennis (Jonsson & Jonsson, 2011). Anderzijds betreft het actuele – vaak 'grijze' – literatuur op basis van veldonderzoeken specifiek aan zalm of salmoniden in de Maas. In beide gevallen zijn de gemiddelden als waarden voor modelparameters genomen. Indien specifieke waarden ontbraken of waarden niet nader geduid konden worden middels breedtegraad of rivierlengte, zijn zogenaamde 'worst case' waarden (d.w.z. binnen de het gerapporteerde bereik van een parameterwaarde de meest ongunstige waarde) opgenomen. Bij het parameter als het aantal eieren per vrouwtje gaat het om de laagste waarden, bij een getal voor sterfte gaat het om de hoogste waarde.

Een model is een versimpeling van het werkelijk systeem, bedoeld om inzicht te krijgen over factoren die invloed hebben op het systeem en een kwantitatief beeld te verschaffen van de gevolgen bij veranderingen. In dit geval is het model gebruikt om, uitgaande van de eis dat de zalm populatie op de Maas moet kunnen groeien, te schatten hoeveel 'ruimte' er overblijft voor additionele sterfte op het stroomafwaartse migratietraject van smolts in het Nederlandse deel van de Maas. Door, bij gebrek aan goede informatie voor de situatie op de Nederlandse Maas, te kiezen voor de meest ongunstige van de gerapporteerde waarden voor een parameter wordt de 'worst case' benadering gehanteerd. Wanneer deze parameterwaarden in werkelijkheid gunstiger zijn is de ruimte voor additionele sterfte groter.

Het model, met de parameterwaarden van het model zoals vermeld in Tabel 4 van de volgende paragraaf, verenigt de op dit moment best beschikbare huidige kennis (volgens bovenbeschreven methode) over kenmerken van de zalm populatie in de Maas en de verschillende productie- en sterftedfactoren. Om die reden vormen simulaties met dit model de op dit moment beste methode om gevolgen van een activiteit of project op de ontwikkeling van de zalm populatie in de Maas, en daarmee op de instandhoudingsdoelstelling, te evalueren.

#### 4.3.2 Parameterwaarden

Tabel 4 vermeldt de afleiding en de waarde van de verschillende parameters in het simulatiemodel.

Tabel 4 Overzicht van de verschillende parameters in het model, de gebruikte waarde(n) en informatie over de bron van deze gegevens.

Parameter	Betekenis	Waarde	Bron	Opmerkingen
P1	fractie overleving van ei tot 1e verjaardag	0,1	Baglinière e.a., 2005	In Baglinière e.a. (2005) is een lijst te vinden met de overleving van ei tot parr voor een groot aantal rivieren. Dit gemiddelde komt uit op 10% overleving, dus een waarde van 0,1 voor P1. We nemen hierbij aan dat dichtheidsafhankelijkheid (lagere overleving bij hoge visdichtheid) geen rol speelt in de Maas, vanwege de kleine populatieomvang.
G1	fractie die aan begin 2e levensjaar uittrekt.	0,3	Metcalfe & Thorpe, 1990	In Metcalfe & Thorpe (1990) blijkt de <u>leeftijd van smoltificatie</u> in populaties op West-Europese rivieren op de 52 <sup>e</sup> breedtegraad te variëren van gemiddeld 1 tot 2,3 jaar. Op basis van deze informatie is gekozen voor realistische waarden van 30% smoltificatie na een jaar en 70% na twee jaar.
P2	fractie overleving van 1e tot 2e verjaardag	0,1	Baglinière e.a., 2005	In Baglinière e.a. (2005) is een lijst te vinden met de overleving van ei tot smolt voor een groot aantal rivieren. Deze lijst bevat een extreme waarde met zeer hoge overleving, die wij in de berekening van het gemiddelde buiten beschouwing laten. Dit gemiddelde komt uit op 1% overleving. Wanneer we daarin de 10% overleving van het ei tot parr stadium (P1) verdisconteren, blijft voor de overleving in stadium 2 10% over, dus een waarde van 0,1 voor P2. We nemen hierbij aan dat dichtheidsafhankelijkheid (lagere overleving bij hoge visdichtheid) geen rol speelt in de Maas, vanwege de kleine populatieomvang.
P3	fractie overleving uittrek en 1e jaar op zee	0,031	Vis & Vriese, 2009; Vis & Spierts, 2010; 2011a; 2011b; ICES 2009	De gemiddelde overleving van de uittrek over 400km Maas, inclusief de vier bestaande WKC's in het Nederlandse en Belgische deel, bedraagt 5,7% (zie paragraaf 3.2.3) <sup>20</sup> . Bij de overgang van uittrekkende smolts van zoet naar zout water vind een acclimatisatieperiode plaats van enkele dagen. Over het algemeen wordt gevonden dat smolts in deze periode erg gevoelig zijn voor predatie, hetgeen leidt tot een verhoogde predatiesterfte. Verschillende studies vinden een additionele sterfte tijdens deze korte levensfase van ca. 25%, dus een overleving van 75% (Dieperink

<sup>20</sup> De best beschikbare kennis over sterfte tijdens de stroomafwaartse migratie van smolts en tijdens de stroomopwaartse migratie door paarijpe zalmen sterfte is gebaseerd op respectievelijk gezenderde en gekweekte zalm-smolts (uittrek) en gezenderde in het wild gevangen salmoniden (zalm en zeeforel; optrek). De geschatte sterftes geven om verschillende redenen (opgesomd door Vriese, 2011) waarschijnlijk een overschatting van de werkelijke sterfte.

Parameter	Betekenis	Waarde	Bron	Opmerkingen
				<p>e.a., 2002; Jepsen e.a., 2006; Davidsen e.a., 2009). Wij nemen aan dat 75% van de uittrekkende smolts deze acclimatisatieperiode overleeft. Jonsson &amp; Jonsson (2011) geeft een jaarlijkse visserijmortaliteit voor zalmen op zee van 1 à 2%. Wij nemen 2% aan (worst case).</p> <p>Over natuurlijke mortaliteit van zalm in de Atlantische Oceaan is weinig bekend. Het rapport van de ICES Working Group on North Atlantic Salmon (ICES, 2009) gaat uit van een sterfte van 0,03 per maand. Dat is per jaar een overleving van <math>\exp^{(-12 \times 0,03)} = 0,7</math> (70%). Aannemende dat de uittrek 2 maanden duurt, komen wij voor de overige 10 maanden op een overlevingsfractie van <math>\exp^{(-10 \times 0,03)} = 0,74</math> (74%). Als we hierin de 2% visserijmortaliteit verdisconteren komen we op een totale overleving in het eerste seizoen op zee van 72%.</p> <p>De totale overleving van dit stadium is dus gemiddeld <math>0,72 \times 0,75 \times 0,057 \approx 0,031</math>, dus 3,1%. Zie paragraaf 4.2.4 over de verwerking van variatie in het model.</p>
G3	fractie die na 1 jaar op zee optrekt	0,56	Vriese e.a., 1999; Vriese e.a., 2000	<p>In de rapporten van Vriese e.a., 1999 en Vriese &amp; de Laak, 2000 worden leeftijden en lengtes gegeven van intrekkende salmoniden (zalm en zeeforel) op de Maas. De gevangen dieren zijn onderverdeeld in leeftijdsgroepen van 0+ (0 zeewinters, één zomer) tot 2+ (2 zeewinters, 3 zomers). 0+ individuen zijn in het model buiten beschouwing gelaten, omdat dit weinig individuen betreft. De leeftijdsgroepen 1 en 1+ vormen samen de klasse in het model, die een jaar op zee blijft. De leeftijdsgroepen 2 en 2+ blijven twee jaar op zee. Er zijn in deze studies geen individuen gevonden die drie winters op zee blijven. In de leeftijdsgroep 1 jaar op zee zijn in de twee studies in totaal 54 individuen gevonden, in de leeftijdsgroep 2 jaar in totaal 29 individuen. Door te corrigeren voor de verwachte sterfte in het 2e jaar op zee kan de fractie van de populatie die na 1 jaar is opgetrokken worden uitgerekend als <math>54 / (54 + 29 / 0,68) = 0,56</math>.</p>
P4	fractie overleving 2e jaar op zee	0,68	ICES, 2005; Jonsson & Jonsson, 2011	<p>Jonsson &amp; Jonsson (2011) geeft een jaarlijkse visserijmortaliteit voor zalmen op zee van 1 à 2%. Wij nemen 2% aan (worst case).</p> <p>Over natuurlijke mortaliteit van zalm in de Atlantische Oceaan is weinig bekend. Het rapport van de ICES Working Group on North Atlantic Salmon (ICES, 2009) gaat uit van een sterfte van 0,03 per maand. Dat is per jaar een overleving van <math>\exp^{(-12 \times 0,03)} = 0,7</math> (70%). Na aftrek van de visserijmortaliteit komt de totale overleving in deze fase op 68%.</p>

Parameter	Betekenis	Waarde	Bron	Opmerkingen
P5	fractie overleving optrekkende paairijpe vissen	0,57		De Maas heeft tot aan de paaigebieden 10 stuwen waar bij iedere stuw een relatieve sterfte optreedt van 0,045 en 400 km rivier met een sterfte van $0,001 \text{ km}^{-1}$ . Tezamen resulteert dat in een overleving tijdens de stroomopwaartse migratie van $\exp^{-(10 \times 0,045 + 400 \times 0,001)} = 0,43$ , dus een sterfte van 57%. Deze schatting is gebaseerd op telemetrie gegevens uit Spierts et al. (2011) en berekend volgens de methode beschreven voor sterfte per km tijdens de stroomafwaartse migratie (paragraaf 3.2.1).
F1	aantal uitgekomen eieren per paaiend vrouwtje	2500	Thorpe e.a., 1984; Vriese e.a., 1999; 2000	Zoals bij veel vissen is er ook bij Atlantische zalm een sterk verband tussen lichaamslengte en fecunditeit (aantal eieren). Op basis van gegevens van Thorpe e.a. (1984) is deze relatie $F = 0,0160 \times L^3$ (J. van der Meer, pers. meded.). Hierin is L de lichaamslengte in centimeters en F het aantal eieren. Deze relatie is gebruikt om een (gewogen) gemiddelde eiproductie voor paaiende zalmen te berekenen. Deze is gelijk aan ca. 5000 eieren (gewogen gemiddelde lengte overgenomen uit Vriese e.a., 1999 en 2000). Omdat in het model alleen de vrouwelijke dieren worden beschouwd, is de parameter in het model gelijk aan 2500.

## 4.4 Gesimuleerde populatieontwikkeling

### 4.4.1 Kans op uitbreiding van de populatie

Met het populatiemodel voor de zalm op de Maas zoals beschreven in paragraaf 4.2 is de kans op populatie-uitbreiding als functie van een toenemende additionele sterfte, bijvoorbeeld als gevolg van passage van een WKC, voor uittrekkende smolts uitgerekend. Dit is gedaan door voor een groot aantal verschillende waarden van deze additionele sterfte, van 0 tot nabij 100%, steeds 20.000 simulaties van 60 jaar te berekenen. Elke simulatie wordt gestart met 1000 individuen in elk stadium voor de zalmpopulatie. Dit is een beginpunt met relatief veel adulten, maar relatief weinig juvenielen in de eerste stadia. Er zal kort na het begin van de simulatie eerst een sterke toename van het aantal juvenielen plaatsvinden, omdat het grote aantal adulten gaat reproduceren, maar snel daarna zal een verschuiving optreden naar een populatie met zeer weinig adulten, wanneer de overlevers van de 1000 individuen uit stadium 1 en 2 volwassen zijn. Op deze manier wordt de populatie tijdens de simulatie door een aantal extreme samenstellingen geforceerd, waarbij het effect van een toevallig 'slecht jaar' een relatief groot effect op de populatie kan hebben. Er is gekozen voor simulaties van 60 jaar, omdat simulaties over een langere periode geen andere resultaten opleveren. Vrijwel alle gesimuleerde populaties zijn dan ofwel uitgestorven, ofwel sterk gegroeid. 60 jaar is 12 maal de maximale leeftijd van zalm in het model, en alle zalmen uit de startpopulatie zijn dan dus tenminste 12 maal 'vervangen' door hun nakomelingen.

Door de omgevingsstochasticiteit in de achtergrondsterfte en additionele sterfte van uittrekkende smolts geeft elk van deze 20.000 simulaties een andere uitkomst. Voor elke waarde van de toegevoegde mortaliteit is uitgerekend welke fractie van de simulaties tot populatiegroei leidt na 60 jaar. Populatiegroei treedt op als de zalmpopulatie na 60 jaar ( $N_{60}$ ) groter is dan de aanvangs populatie ( $N_0$ ).

Het aantal simulaties waarin populatiegroei optreedt, als fractie van het totaal aantal (20.000), geeft de kans op populatiegroei gegeven de toegevoegde uittrekmortaliteit van smolts. Als uit 20.000 simulaties er geen enkele keer populatieafname ( $N_{60} < N_0$ ) optreedt, kunnen we stellen dat de kans op populatieafname kleiner is dan 0,005%. De kans op uitbreiding van de populatie is dan >99,995%. Deze onzekerheid kan worden teruggebracht door (nog) meer simulaties te doen, maar kan nooit geheel worden opgeheven.

#### 4.4.2 Maximaal toelaatbare additionele sterfte

Het doel van deze modelberekeningen is om op basis van de best beschikbare kennis tot een onderbouwde waarde voor de maximaal toelaatbare additionele sterfte tijdens de stroomafwaartse migratie van zalmsmolts op de Maas te komen, waarbij de kans op uitbreiding van de populatie niet wordt aangetast. Vanuit het voorzorgsbeginsel is voor de parameters waarvoor minder goede gegevens beschikbaar zijn gekozen voor zogenaamde 'worst case' waarden zoals verantwoord in paragraaf 4.3.1 en Tabel 4. Voor de overige sterfte en WKC-sterfte op de uittrekroute is gekozen voor de waarden zoals berekend in respectievelijk paragraaf 3.2.1 en paragraaf 3.2.2.

Een tweede keuze die gemaakt moet worden, is welke kans op uitbreiding van de populatie op basis van de simulaties als 'zeker' wordt geaccepteerd. In principe is bij een kans op uitbreiding van meer dan 50% uitbreiding van de populatie groter dan verkleining. Voor wetenschappelijke zekerheid wordt meestal een waarschijnlijkheid van 95% gebruikt. Gegeven de realistisch-pessimistische parameterisatie van het model, die al vanuit het voorzorgsbeginsel is gemotiveerd, achten wij het niet noodzakelijk om een nog hogere mate van 'zekerheid' dan de standaard 95% toe te passen. De maximaal toelaatbare additionele sterfte tijdens de uittrekroute bepalen wij door de grens te trekken bij 95% kans op uitbreiding van de populatie, d.w.z. bij 20.000 modelsimulaties laten minimaal 19.000 simulaties een positieve populatieontwikkeling na 60 jaar zien. Dit is de maximale waarde voor additionele sterfte, waarbij geen significante gevolgen voor de (herstel-) instandhoudingsdoelen van de beschermde vissoorten van Natura 2000-gebied Grensmaas optreden.

Met de modelsimulaties zijn verschillende situaties onderzocht. Allereerst is gekeken naar een situatie zonder toegevoegde sterfte door WKC's op het gehele migratietraject. Omdat het bevoegd gezag om een waarde voor het Nederlandse deel van het migratietraject heeft gevraagd, is een situatie onderzocht waarin de additionele WKC-sterftes (incl. stochasticiteit) als gevolg van de twee Belgische WKC's (bij Lixhe en Monsin/Luik) als vaststaand in het model zijn opgenomen. Tevens is een situatie onderzocht, waarin het effect van additionele sterfte door de twee Belgische en de huidige twee Nederlandse WKC's op de uittrekroute door de Maas is verdisconteerd. Als laatste is een situatie onderzocht, waarin een eventuele vijfde WKC op het traject aanwezig is.

Elk van deze situaties is doorgerekend met oplopende additionele sterfte op het uittrekkende smoltstadium. Voor elke waarde van deze additionele sterfte, van 0 tot en met 99%, zijn 20.000 simulaties gedaan. De uitkomsten van de simulaties met toenemende additionele sterfte tijdens de uittrek zijn voor de verschillende scenario's weergegeven in Tabel 7 in Bijlage B. In de tabel staat bij elke situatie (in de kolommen) bij elke waarde van additionele sterfte (van 0-100%, in de rijen) de kans op uitbreiding van de populatie op basis van 20.000 simulaties over 60 jaar. Een waarde van '>99,995%' betekent dat alle 20.000 simulaties resulteerden in een toenemende populatie. Een lager percentage geeft aan dat een deel van de simulaties in een afnemende populatie heeft geresulteerd. De kans op uitbreiding van de populatie en de waarden voor de maximaal toelaatbare additionele sterfte voor de verschillende situaties zonder of met maximaal 5 WKC's zijn afgelezen uit Tabel 7 in Bijlage B en staan samengevat in Tabel 5.

Onder een scenario van het model met op basis van de best beschikbare kennis onderbouwde aannames en parameterwaarden (het 'Referentie' scenario, zie paragraaf 4.4.3) en zonder de additionele sterfte door het huidige aantal WKC's op de Maas, laten alle 20.000 simulaties uitbreiding van de populatie zien en is uitbreiding hoogst waarschijnlijk. In die hypothetische situatie (zonder WKC's) is het mogelijk een totale additionele sterfte van 65% op de uittrekkende smolts toe te passen, waarbij de kans op uitbreiding van de populatie van minimaal 95% is. Voor het Nederlandse deel van de Maas, maar met al twee WKC's op het Belgische deel, blijft tot en met een additionele sterfte van 47% de kans op uitbreiding van de populatie meer dan 95%. In de huidige situatie, met additionele sterfte als gevolg van nog eens twee WKC's op het Nederlandse deel van de Maas, kan nog 20% additionele sterfte toegevoegd worden, zonder dat de kans op uitbreiding van de populatie lager dan 95% wordt. Bij toevoeging van additionele sterfte als gevolg van een vijfde WKC op het migratietraject, zou de kans op uitbreiding van de populatie nog net boven de 95% blijven (Tabel 6).

*Tabel 5 Overzicht van de ruimte voor additionele sterfte onder het 'Referentie' scenario, waarboven de kritische grens van 95% kans op uitbreiding van de populatie overschreden wordt. Het 'Referentie' scenario met onderbouwde aannames en parameterwaarden vertegenwoordigt de op dit moment best beschikbare kennis. Deze ruimte is de maximaal toelaatbare additionele sterfte waarbij geen significante gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen voor vissen in de Grensmaas optreden.*

<b>Situatie</b>	<b>geen WKC's</b>	<b>2 WKC's (België)</b>	<b>4 WKC's (huidig)</b>	<b>5 WKC's</b>
Kans op uitbreiding van de populatie	>99,995%	>99,995	99,21%	95,19%
Max. toelaatbare additionele sterfte	65%	47%	20%	1%

#### 4.4.3 Scenario's

Omdat er onzekerheid is over de waarden van meerdere parameters in het model, is de gevoeligheid van het model voor verandering van de gebruikte waarden van de parameters onderzocht door middel van verschillende scenario's, waarin steeds één parameterwaarde is veranderd. Elk van deze scenario's is doorgerekend met oplopende additionele sterfte op het uittrekkende smolt-stadium en, behalve het 'Referentie' scenario, voor de huidige situatie met vier WKC's op het gehele migratietraject. De volgende scenario's zijn berekend:

- 'Referentie', met de standaardparameterwaarden, zonder het effect van WKC-sterfte mee te nemen.
- 'Status quo', met de standaardparameterwaarden en met de additionele sterfte door de huidige vier WKC's inclusief stochasticiteit.
- 'Talrijk', met startaantallen een factor 10 hoger (10.000 individuen per stadium, in plaats van 1.000).
- 'Kleine populatie', met startaantallen een factor 10 lager (100 individuen per stadium, in plaats van 1.000).
- 'Stabiliteit', met een halvering van de spreiding in de stochasticiteit (van een factor 4 naar een factor 2 t.o.v. het gemiddelde).
- 'Verhoogde optreksterfte', met een gehalveerde overleving tijdens de stroomopwaartse migratie naar de paaigronden (van 0,38 naar 0,19).
- 'Verlaagde optreksterfte', met een verdubbelde overleving tijdens de stroomopwaartse migratie naar de paaigronden (van 0,38 naar 0,76).
- 'Effectieve visgeleiding', met een  $P=0,5$  voor de kans dat passerende smolts werkelijk door de WKC gaan. Dit scenario is alleen toegepast voor de huidige twee Nederlandse WKC's.

De uitkomsten van de simulaties inclusief de additionele sterfte van de huidige vier WKC's staan in Tabel 8 in Bijlage B en zijn samengevat in Tabel 6.

Onder het 'Referentie' scenario, dus zonder de additionele sterfte door het huidige aantal WKC's op de Maas, laten alle 20.000 simulaties uitbreiding van de populatie zien en is uitbreiding hoogst waarschijnlijk (>95%). Hetzelfde geldt voor het 'Status quo' scenario en vrijwel alle scenario's waarin de additionele sterfte als gevolg van de huidige vier WKC's is verdisconteerd. Uitzondering daarop is het 'Verhoogde optreksterfte' scenario, waarbij een halvering van de berekende gemiddelde overleving tijdens de stroomopwaartse migratie (zie paragraaf 3.2.1) resulteert – zonder verdere additionele sterfte – in een kans op uitbreiding van de populatie van ca. 24%.

*Tabel 6 Kans op uitbreiding van de populatie onder verschillende scenario's en in aanwezigheid van de huidige vier WKC's op de uittrekroute door de Maas. De scenario's zijn daarmee variaties op het 'Status quo' scenario. Als elk van de 20.000 simulaties uitbreiding van de populatie laat zien, resulteert dat in een (maximale) kans op populatiegroei >99,995%.*

<b>Scenario</b>	<b>Kans op uitbreiding van de populatie</b>	<b>Maximaal toelaatbare additionele sterfte</b>
Referentie	>99,995%	65%
Status quo	99,21%	20%
Talrijk	99,71%	24%
Kleine populatie	95,41%	0%
Stabiliteit	99,96%	19%
Verhoogde optreksterfte	23,91%	0%
Verlaagde optreksterfte	>99,995	64%
Effectieve visgeleiding <sup>1</sup>	99,96%	36%

<sup>1</sup> P=0,5 alleen voor de twee Nederlandse WKC's; voor de Belgische WKC's P=1,0.

De maximaal toelaatbare additionele sterfte waarbij de kans op uitbreiding van de populatie minimaal 95% is, is afhankelijk van de gebruikte parameterwaarden. De verschillende scenario's zijn variaties op het 'Status quo' scenario, omdat ze rekening houden met de huidige vier WKC's op het migratietraject. Onder de scenario's 'Talrijk' en 'Stabiliteit' is de maximaal toelaatbare additionele sterfte van vergelijkbare grootte als die van het 'Status quo' scenario. De kans op uitbreiding van de populatie is gevoeliger voor verandering van de sterfte tijdens de stroomopwaartse migratie van paarijpe zalmen naar de paaigebieden dan voor de grootte van de populatie. Bij verlaging van de optreksterfte, door de overleving te verdubbelen, neemt de ruimte voor additionele sterfte toe; bij verhoging van de optreksterfte, door de overleving te halveren, is de kans op uitbreiding van de populatie klein en de ruimte voor additionele sterfte bovenop die door de huidige vier WKC's op het migratietraject nihil. Onder het scenario 'Kleine populatie' is de ruimte voor additionele sterfte beduidend kleiner dan onder vergelijkbare scenario's met een grotere startpopulatie. Dit komt omdat de kans op 'toevallig' uitsterven door een aantal slechte jaren met een zeer kleine populatie groter wordt. Dit mechanisme draagt mogelijk bij aan de huidige afwezigheid van een zalmopulatie in de Maas. In deze Nbwet-beoordelingssystematiek gaat het echter alleen om de ecologische vereisten, die noodzakelijk zijn voor uitbreiding van de populatie. De populatie hoeft dus niet aanwezig te zijn (zie paragraaf 2.1 en paragraaf 2.2.2). Opgemerkt dient te worden dat dit mechanisme (de kans op 'toevallig' uitsterven) in mindere mate ook speelt bij de gekozen startwaarden onder het 'Status quo' scenario. Dit is te concluderen uit het resultaat dat het scenario 'Talrijk' meer ruimte voor additionele sterfte biedt dan het 'Status quo' scenario. Dit uitvergroten van het effect van stochasticiteit bij zeer kleine populaties staat los van de in dit rapport bestudeerde rechtsvraag.

De resultaten van de simulaties onder de verschillende scenario's laten zien dat het resultaat, de maximaal toelaatbare additionele sterfte, het meest gevoelig is voor verandering in de optreksterfte. Zodra over deze (en alle andere gebruikte) parameter(s) betere gegevens beschikbaar komen, kan dit tot aanpassing leiden van de in voorliggend rapport gebruikte parameterwaarden. Omdat alleen voor de



parameter visserijsterfte op zee een 'worst case' benadering is toegepast, kan eventuele aanpassing naar aanleiding van nieuwe informatie leiden tot zowel hogere als lagere waarden.

#### 4.4.4 Toetsing 10%-visschadenorm

De 10%-visschadenorm zoals opgesteld door RWS (Bakker e.a., 2001) is niet scherp gedefinieerd. In de toepassing is de 10%-visschadenorm wel op eenduidige wijze gebruikt, namelijk als maximering van de cumulatieve sterfte door WKC's op het Nederlandse deel van de Maas (tussen Eijssen en Lith). In die toepassingen is steeds uitgegaan van de directe sterfte als gevolg van passage van een WKC-turbine, geschat op een gemiddelde van 3,5% op basis van netvangsten achter een turbine van de WKC Linne (Bakker & Gerritsen, 1992; Bruijs, 2003). Naar aanleiding van nieuwe jurisprudentie uit 2011 en 2012 is het bevoegd gezag gehouden de mogelijke uitgestelde vissterfte in een beoordeling te betrekken, aangezien het "aannemelijk is dat dit een niet te verwaarlozen percentage van de vissterfte betreft"<sup>21</sup>. De relatieve sterfte als gevolg van passage van een WKC,  $W$ , zijnde zowel de directe als de indirecte, uitgestelde sterfte, wordt in dit rapport op basis van telemetriegegevens uit 2009 t/m 2011 geschat op 0,057 per km over een traject van 4 km (zie paragraaf 3.2.1). Deze relatieve sterfte,  $W$ , vertaalt zich in een overleving  $S$  van  $(e^{-0,057}) = 0,8$  en een additionele sterfte van 20%. Dat zou betekenen, dat de 10%-visschadenorm lager is dan wat een WKC veroorzaakt aan sterfte (directe sterfte plus uitgestelde sterfte over een traject van ca. 4 km stroomafwaarts van een WKC). Bij toepassing van de 10%-visschadenorm zou, op basis van de in dit rapport gemaakte schattingen van de inclusieve WKC-sterfte (20% per WKC), geen enkele WKC in op het Nederlandse deel van de Maas toegestaan kunnen worden.

De validiteit (geldigheid) van de 10%-visschadenorm voor toepassing op zalmsmolts kan getoetst worden aan de resultaten van het model en de daaruit berekende maximaal toelaatbare additionele sterfte. Daartoe moet de 10%-visschadenorm vergeleken worden met de maximaal toelaatbare additionele sterfte van 47% onder het 'Referentie' scenario voor de situatie met twee WKC's (op het Belgische deel van de Maas). Uit deze toetsing blijkt dat de (cumulatieve) 10%-visschadenorm voor de zalmsmolts conservatief is. Daarbij dient opgemerkt te worden dat dit in lijn der verwachting ligt, aangezien de norm algemeen geformuleerd is en de gevoeligheid van uitbreidingskansen voor populaties afhangt van de levensfase waarop additionele sterfte ingrijpt. Voor smolts, een vroege levensfase, is die gevoeligheid lager dan voor bijvoorbeeld voor paarijpe zalm of schieraal, zijnde late levensfasen.

## 4.5 Significante gevolgen

De doelstelling voor zalm in de Grensmaas is "behoud omvang en kwaliteit habitat voor uitbreiding populatie". De doelstelling is dus niet sec uitbreiding populatie maar behoud van de omvang en de kwaliteit van het doortrekhabitat in het Natura 2000-gebied Grensmaas.

De huidige vier WKC's op de uittrekroute door de Maas voegen tezamen een sterfte toe van gemiddeld 60% (zie paragraaf 3.2.3). Omdat dit minder is dan de maximaal toelaatbare additionele sterfte (65%) op basis van de resultaten van het 'Referentie' scenario (zonder WKC-sterfte) is uitbreiding van de populatie in de huidige situatie met vier WKC's en onder de aannames en parameterisatie van het model mogelijk. Dit resultaat wordt bevestigd door de modelresultaten onder het 'Status quo' scenario voor de huidige situatie met vier WKC's, waarbij de kans op uitbreiding van de populatie nog steeds erg hoog (>95%) is (Tabel 5, Tabel 6). Dit betekent dat in de huidige situatie met vier WKC's op de Maas en onder

---

<sup>21</sup> Rechtbank Maastricht, 13 juli 2011, AWB 10/1910, AWB 10/1911, AWB 10/1935, bevestigd door ABRvS 8 februari 2012, 201109027/1/A4.

de aannames en parameterisatie van het gebruikte modelscenario uitbreiding van de zalmopulatie in principe mogelijk is en significante gevolgen uitgesloten kunnen worden. Toevoeging van een extra (vijfde) WKC op de Maas verhoogt de additionele sterfte tijdens de stroomafwaartse migratie van smolts en dus ook de sterfte over de gehele levensloop van ei tot paarijpe zalm. Cumulatie door additionele sterfte ten gevolge van een extra WKC ten opzichte van de huidige vier WKC's verlaagt de kans op uitbreiding van de populatie verder. Omdat die kans op basis van de modelsimulaties nog steeds groter dan 95% is, blijft ook bij toevoeging van een extra WKC op het migratietraject de conclusie gehandhaafd, dat significante gevolgen kunnen worden uitgesloten.

#### 4.5.1 Onzekerheid

De significantie van de gevolgen van additionele sterfte door WKC's wordt mede bepaald door de sterfte in andere stadia en door de onzekerheid over de gebruikte parameterwaarden. Voor de meeste sterftefactoren zijn redelijk geschikte gegevens gevonden is een gemiddelde waarde gekozen op basis van de beschikbare empirische gegevens. Daarvan is echter onbekend of die werkelijk geldt voor de zalmen van een natuurlijke Maaspopulatie. Voor één sterftefactor (visserijmortaliteit op zee) is een 'worst case' waarde gekozen. Een andere 'sterftefactor', het percentage smolts dat niet de route door de Maas kiest maar het Albertkanaal (B) op zwemt, is niet in het model opgenomen, omdat er slechts één, geschatte en niet onderbouwde waarde (70%) gevonden is (IMC, 2011). Deze onzekerheden beperken de realiteitswaarde en de robuustheid van de modeluitkomsten.

De voorgaande overwegingen leiden tot de conclusie, dat de simulatieresultaten de op dit moment best beschikbare schattingen voor maximaal toelaatbare additionele sterfte leveren en een reëel beeld geven van de ruimte voor additionele sterfte. De berekende waarde van de maximaal toelaatbare ruimte voor additionele sterfte is niet geheel robuust, omdat veranderingen in sommige van de gekozen parameterwaarden kunnen resulteren in nogal afwijkende (d.w.z. qua orde van grootte) modeluitkomsten (zie de resultaten van de modelscenario's in Tabel 6). Bovendien is het precieze aantal WKC's dat deze ruimte zou kunnen invullen enigszins onzeker, omdat de onzekerheid over de verhoging van de sterfte door WKC-passage vele malen groter is dan de onzekerheid over de relatieve achtergrondsterfte tijdens de stroomafwaartse migratie.

#### 4.5.2 Alternatieve benaderingen

Het profieldocument voor de zalm noemt een gewenst minimaal percentage van 3% voor de overleving van smolt tot paarijpe zalm. Onder het 'Referentie' scenario zonder additionele sterfte als gevolg van WKC's is dit overlevingspercentage gemiddeld 2,6%. In de situatie dat er minder sterfte is in de andere stadia (bijvoorbeeld in de eifase, of tijdens de optrek van paarijpe zalmen) of in de overige sterfte tijdens de uittrek, is de met de modelsimulaties bepaalde ruimte voor additionele sterfte (nog) groter en kunnen significante gevolgen worden uitgesloten. In de situatie dat er juist meer sterfte is in andere stadia en de modelsimulaties laten zien dat kans op uitbreiding van de populatie minder dan 95% is, zouden significante gevolgen niet kunnen worden uitgesloten. In zo'n situatie verandert de toevoeging van een extra, vijfde WKC echter niets aan de conclusie dat de kans op uitbreiding van de zalmopulatie onvoldoende is (<95% van de modelsimulaties).

De marge in het totale overlevingspercentage (van ei of smolt tot paarijpe zalm op de paaigronden), die het verschil maakt tussen bovenstaande twee situaties, is klein. Het gaat dan om de marge waarbinnen toevoeging van additionele sterfte door een vijfde WKC aan de bestaande additionele sterfte het verschil maakt tussen wel of geen significante gevolgen (zie paragraaf 1.2.1., Figuur 4). Alleen binnen deze marge is de extra (vijfde) WKC nabij de Grensmaas cruciaal voor de uitbreidingsmogelijkheden van de zalmopulatie op de Maas.

Wanneer in de huidige situatie (onder bestaand gebruik) significante gevolgen niet kunnen worden uitgesloten, is de rechtsvraag of deze significante gevolgen toegeschreven moeten worden aan de te vergunnen activiteit, i.c. aan de ingebruikname van een extra WKC op de Maas, of dat het effect van de activiteit zodanig is, dat het als een niet-significante bijdrage beoordeeld zou moeten worden. Wij hebben geen jurisprudentie over deze rechtsvraag kunnen vinden.



## 5 Monitoring van visschade door WKC's

### 5.1 Netvangsten achter de centrale

Met netvangsten achter een WKC kunnen schattingen gemaakt worden van de directe sterfte bij passage van vis door een turbine van een WKC. Het bevoegd gezag wil deze wijze van monitoring inzetten om i) te toetsen of de vissterfte als gevolg van passage van een nieuw te bouwen WKC niet groter is dan de WKC-sterfte waarop de beoordelingssystematiek is gebaseerd en ii) om zo nodig het 'hand aan de kraan' principe toe te kunnen passen.

De directe sterfte zoals vastgesteld met netvangsten is lager dan de schatting van de sterfte na passage van een WKC (W) op basis van telemetrische gegevens (zie paragraaf 3.2.2). Aan beide methoden van schatting van de WKC-sterfte (op basis van telemetrie en met netvangsten achter een centrale) kleven onzekerheden<sup>22</sup>. Hier wordt niet geoordeeld welke schatting beter is. De vraag is of de sterfte veroorzaakt door WKC Borgharen vergelijkbaar is met de sterfte als gevolg van WKC-passage waarmee in het model gerekend is en die gebaseerd is op onderzoek naar sterfte bij passage van andere (Nederlandse) WKC's. Wanneer de sterfte wordt gemonitord met netvangsten is dus de vraag of sterfte als gevolg van de ingebruikname van WKC Borgharen vergelijkbaar is met de sterfte zoals vastgesteld bij WKC Linne (Bakker & Gerritsen, 1992; Bruijs, 2003). Indien netvangsten worden ingezet als monitoringsinstrument om de sterfte als gevolg van passage door de WKC vast te stellen is het noodzakelijk om te bepalen wat de eisen aan de methode moeten zijn om tot een voldoende betrouwbare schatting van de sterfte te komen. Denk hierbij aan duur en frequentie van de monitoringsinspanning en een minimum aantal gevangen vissen.

Om deze vragen te beantwoorden zijn de resultaten van eerdere onderzoeken met netvangsten achter een WKC (Linne) in de Maas opnieuw geanalyseerd (Bakker & Gerritsen, 1992; Bruijs, 2003).

### 5.2 Sterfte vast te stellen met netvangsten achter de centrale

In Figuur 10 is de directe vissterfte ( $W_n$ ) te zien zoals die waargenomen is met netvangsten onmiddellijk achter de wateruitlaat van één van de turbines (Bakker & Gerritsen, 1992; Bruijs, 2003). Elke vissoort en elk experiment is als een afzonderlijke waarneming meegenomen. Op grond van het beperkte aantal waarnemingen kan geen effect worden vastgesteld van vissoort en/of grootte van de vis op de directe sterfte van de vis bij het passeren van de WKC turbines, zoals dat wel voor (schier)aal is vastgesteld (Bruijs e.a. 2003). Het gemiddelde sterftepercentage voor alle schubvissoorten met lengtes groter dan 10cm is 3,5% ( $W_n = 0,035 \text{ km}^{-1}$ ) en heeft een 95% betrouwbaarheidsinterval van 2,3-5,3%.

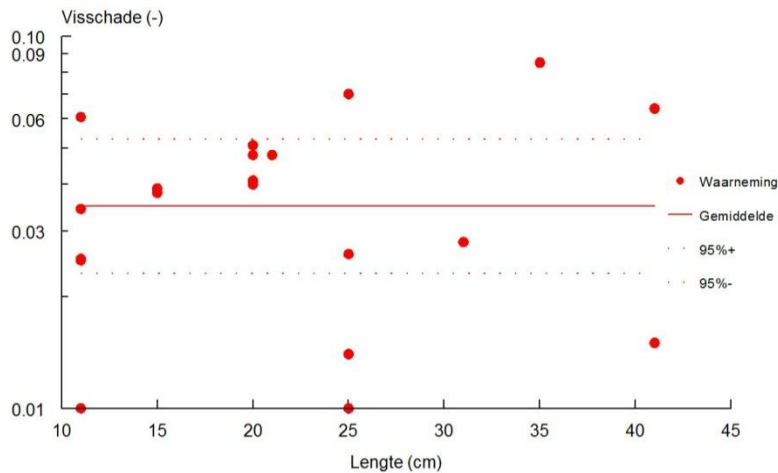
### 5.3 Aantal benodigde steekproeven voor vaststelling sterfte (monitoring)

Het doel van monitoring met netvangsten is om de gemiddelde directe vissterfte (zonder uitgestelde sterfte) als gevolg van WKC-passages zo betrouwbaar mogelijk te schatten en te vergelijken met de gemiddelde directe vissterfte, zoals die achter de WKC Linne is waargenomen. Een bepaling op basis van een netvangst wordt daarbij opgevat als een steekproef, die representatief is voor de toestand van alle

---

<sup>22</sup> Zie ook voetnoot 16.

vissen die de WKC passeren. Zo'n steekproef moet representatief zijn voor het hele systeem en daarom vindt de selectie van turbine en tijdstip van de waarnemingen aselekt of willekeurig plaats en verspreid over de periode waarin men geïnteresseerd is (de migratieperiode)<sup>23</sup>.



Figuur 10 Directe sterfte van schubvissoorten na passage van een turbine van een WKC en vastgesteld met netvangsten bij de uitlaat van de turbine. Elke waarneming betreft een soort in een bepaalde periode (seizoen en jaar). Alleen vissen met een lengte van >10cm zijn in de analyse meegenomen.

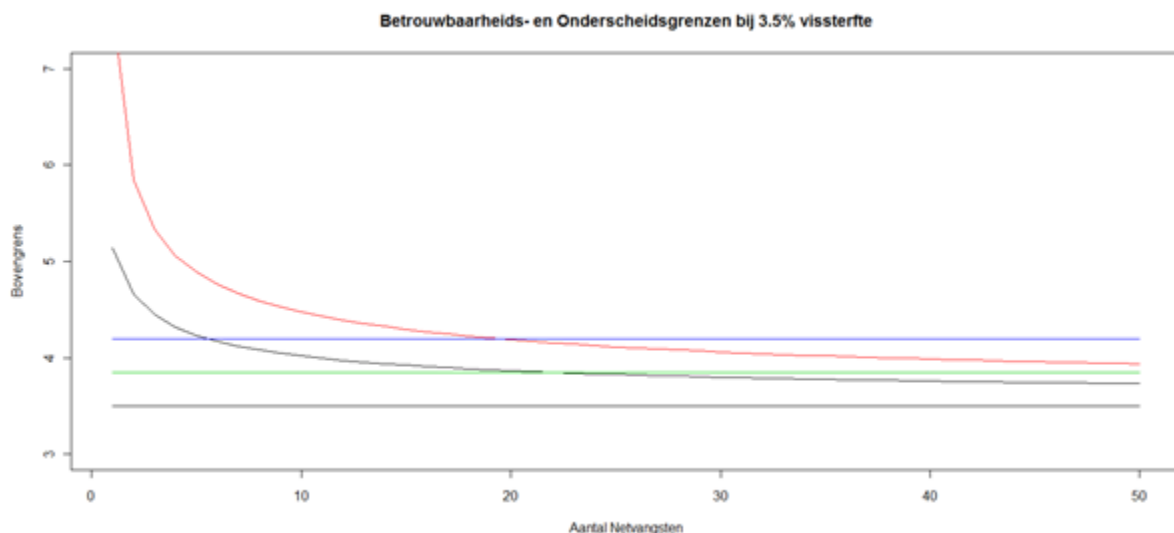
De steekproefomvang (het aantal netvangsten) hangt samen met een aantal factoren, namelijk het betrouwbaarheidsniveau waarmee men wil werken (gewoonlijk 95%), de vereiste nauwkeurigheid van de uitkomst (de maximale afwijking onder en boven de gevonden gemiddelde visschade) en de variatie of spreiding van de gemeten visschades. De variabiliteit van sterftegemiddelden wordt gekwantificeerd in termen van standaardfout. Dit is de fout vanwege het feit dat niet alle vissen die de WKC passeren onderdeel zijn van de steekproef. De standaardfout is een maat voor de mogelijke afwijking van de verwachte gemiddelde visschade t.o.v. een schatting van de visschade op basis van het netvangstgemiddelde. De betrouwbaarheid geeft aan hoe groot de kans is dat bij een nieuwe steekproef de geschatte visschade weer binnen het betrouwbaarheidsinterval ligt. Bij statistische toetsen wordt nagegaan of een bepaalde veronderstelling (bijvoorbeeld: de gemiddelde directe WKC-sterfte is gelijk aan 3,5%, zoals geschat voor WKC-Linne) op basis van nieuwe waarnemingen wel of niet verworpen moet worden. De gemaakte veronderstelling wordt verworpen als de gevonden visschade sterk afwijkt: het waargenomen verschil met de verwachte waarde lijkt niet meer op toeval te berusten. Het ten onrechte verwerpen van de veronderstelling ("producenten-risico") wordt wel fout van de 1e soort genoemd (type I fout) en het ten onrechte accepteren van een veronderstelling dat de WKC-sterfte een waarde heeft die afwijkt van 3,5% ("consumentenrisico") is een fout van de 2e soort (type II fout).

Een type I fout wordt uitgedrukt als significantie niveau ( $\alpha$ ). Statistisch significant wil zeggen waarschijnlijk waar, ofwel: de uitkomst berust niet op toeval. Door het significantieniveau scherp (laag, gewoonlijk 5%) te stellen, wordt de kans op het maken van een fout van de 1e soort zoveel mogelijk ingeperkt.

<sup>23</sup> Omdat de zalm populatie op de Maas op dit moment in feite nog nauwelijks aanwezig is, wordt de sterfte door WKC-passage bepaald op basis van de vast te stellen sterfte voor alle vissoorten (boven een minimumlengte van 10cm), vergelijkbaar met de eerdere bepalingen bij de WKC Linne.

Een type II fout ( $\beta$ ) wordt gemaakt als men de veronderstelling, dat de vissschade 3,5% is, accepteert, terwijl de werkelijke vissterfte bijvoorbeeld 5% is. Dit onterecht accepteren houdt verband met het onderscheidingsvermogen of 'power' van de toets. De statistische 'power' geeft de minimum kans aan dat een type II fout vermeden wordt ( $1-\beta$ ). In de praktijk wordt het maken van een type II fout vaak minder erg gevonden zodat de 'power' zelden gekwantificeerd wordt. Een power van 0,8 wordt wetenschappelijk geaccepteerd.

Uitgaande van de gemiddelde waargenomen directe vissterfte (3,5%) bij WKC Linne en de bijbehorende gevonden variatie kan bij een gekozen significantieniveau ( $p < 0,05$ ) en power ( $> 0,8$ ) de betrouwbaarheids- en de onderscheidsgrens als functie van de steekproefgrootte, d.w.z. het aantal netvangsten, berekend worden (Figuur 11). In beginsel wordt eenzijdig getoetst, d.w.z. men is uitsluitend geïnteresseerd in de situatie waarbij de gemiddelde directe vissterfte bij een nieuwe steekproef gelijk of hoger is dan de bij WKC Linne waargenomen 3,5%. Uit de figuur blijkt, dat een klein aantal steekproeven een sterfteschatting oplevert die weinig onderscheidend en betrouwbaar is. Vanaf een bepaald aantal steekproeven (hier: ca. 10) verbeteren het onderscheidingsvermogen en de betrouwbaarheid.



*Figuur 11 De 95% betrouwbaarheidsbovengrens ( $\alpha = 0,05$ , gebogen zwarte lijn) voor een gemiddelde directe vissterfte van 3,5% in relatie met het aantal netvangsten dat uitgevoerd wordt (= omvang van de steekproef). De onderscheidsgrens bij een onderscheidingsvermogen of power van 0,8 (80%) wordt weergegeven door de gebogen rode lijn. Uitgangspunt bij de berekening is dat er vijf verschillende vissoorten in een netvangst gevonden worden met in totaal gemiddeld 350 vissen per netvangst. De horizontale groene lijn laat een sterfte van 3,85% zien, een verhoging van 10%. De blauwe lijn laat een 20% hogere sterfte zien (4,2%).*

Bij een eventuele Nbwet-vergunning kan de voorwaarde opgenomen worden, dat aangetoond moet worden dat de directe sterfte door WKC Borgharen, vast te stellen met netvangsten, niet hoger is dan de vastgestelde directe sterfte bij WKC Linne (gemiddeld 3,5%). Bij het uitvoeren van 20 aselechte netvangsten, met als resultaat een waargenomen gemiddelde WKC-vissterfte van 3,85% of hoger, kan met minimaal 0,95 betrouwbaarheid gesteld worden dat het sterftepercentage ten gevolge van WKC Borgharen hoger is dan de gemiddelde 3,5% zoals vastgesteld voor WKC Linne. Er bestaat dan nog steeds een kans van maximaal 0,05 dat de werkelijke gemiddelde sterfte door WKC Borgharen niet hoger dan 3,5% is. In het geval dat het steekproefresultaat van 20 netvangsten een waargenomen gemiddelde WKC vissterfte oplevert die geringer is dan 3,85% heeft men een zekerheid van 0,8 dat het werkelijke sterftepercentage geringer is dan 4,2%.





## 6 Conclusies

### 6.1 Maximaal toelaatbare additionele sterfte

Met uit de literatuur beschikbare gegevens kon een populatiedynamisch model van de zalm in de Maas worden opgesteld: voor vrijwel alle transities en parameters in het model konden waarden in de literatuur worden gevonden of afgeleid worden. Indien er goede gegevens waren die betrekking hebben op de situatie zoals in de Nederlandse en Waalse Maas werd een realistische waarde gekozen. In de andere gevallen werd binnen het gevonden spectrum een zogenaamde 'worst case' (d.w.z. meest ongunstige) waarde gekozen. Het model is daarmee zo goed mogelijk onderbouwd.

Het deels met best beschikbare kennis, deels met 'worst case' waarden ingevulde model beschrijft een situatie waarin, zonder additionele sterfte tijdens de uittrekfase, de kans op een uitbreidende populatie zeer groot ( $>0,99995$ ) is. Tegen de gehanteerde achtergrondsterfte op het gehele stroomafwaartse migratietraject en bij een kans op uitbreiding van de populatie van minimaal 95% blijft er een ruimte van 65% over voor additionele sterfte op een gehele migratietraject vanaf de paaigebieden. Deze 65% is de met dit moment beschikbare kennis wetenschappelijk onderbouwde maximaal toelaatbare additionele sterfte, bijvoorbeeld als gevolg van WKC's of door andere activiteiten, op het stroomafwaartse migratietraject van zalmsmolts op het Nederlandse en Waalse deel van de Maas. Deze waarde is een integrale waarde voor hele traject vanaf dichtstbijzijnde paaigebieden (i.c. in de Ourthe) tot aan de Noordzee en niet deelbaar in een waarde van toepassing op het Belgische en het Nederlandse deel van het traject. Additionele sterfte op het Belgische deel van het traject bepaalt mede de (invulling van de) ruimte voor additionele sterfte op het Nederlandse traject, vergelijkbaar met hoe andere reproductie- en sterfte factoren (bijv. overleving ei tot parr, optreksterfte) de gehele ruimte voor de maximaal toelaatbare additionele sterfte bepalen (zie laatste alinea paragraaf 4.5). Rekening houdend met twee bestaande WKC's in België resteert een ruimte van 47% voor additionele sterfte voor het Nederlandse deel van de Maas tot aan de Noordzee. Bij een geringere waarde van additionele sterfte dan 47% blijft de kans op uitbreiding van de populatie zeer groot ( $>0,95$ ) en is in principe uitbreiding van de populatie van zalm op de Maas mogelijk. Daarmee wordt de doelstelling voor zalm in de Grensmaas van behoud van de (omvang en) kwaliteit van het habitat voor uitbreiding van de populatie niet gehinderd en heeft additionele sterfte lager of gelijk aan deze maximaal toelaatbare waarde van additionele sterfte geen significante gevolgen.

In het Ontwerp Aanwijzingsbesluit voor het Natura 2000-gebied Grensmaas zijn ook instandhoudingsdoelstellingen op genomen voor de rivierprik, die evenals de zalm een migrerende soort is, en de rivierdonderpad. De laatste soort is sedentair en verplaatst zich slechts over zeer geringe afstanden. De jonge rivierprikken die naar zee trekken zijn niet groter, eerder kleiner, dan zalmsmolts. Bovendien is de staat van instandhouding van de populatie 'matig ongunstig' ten opzichte van de 'zeer ongunstige' staat van instandhouding van de zalmpopulatie op de Maas. Op basis van de grootte van de beschermde soorten, hun migratiekenmerken en hun huidige staat van instandhouding is de conclusie, dat met de norm voor significantie van de gevolgen van sterfte ten gevolge van passage door een WKC, afgeleid uit het model voor zalm, eveneens de gevolgen voor de rivierprik en de rivierdonderpad gezekeerd zijn.

### 6.2 Additionele sterfte door WKC's

Op het migratietraject van zalmsmolts door de Maas vanaf de paaigebieden in de Ourthe tot aan de Noordzee zijn op dit moment vier WKC's in werking. De verhoogde sterfte van migrerende zalmsmolts als gevolg van passage van één WKC vindt plaats tot een afstand van ca. 4 km na de WKC en bedraagt

gemiddeld 20%. Dit is de sterfte zoals vastgesteld met gekweekte en gezenderde zalmsmolts en omvat behalve directe sterfte, zoals vast te stellen met netvangsten achter een turbine van een WKC, ook een indirecte sterftecomponent.

De huidige vier WKC's op de stroomafwaartse trekroute van zalmsmolts in de Maas veroorzaken op basis van deze gemiddelde (deterministische) waarde een additionele sterfte van 60%. Toevoeging van een vijfde WKC (de derde op het Nederlandse deel van de Maas) verhoogt de additionele sterfte tot 68% (zie paragraaf 3.2.2). Er is in deze sterfteschatting geen rekening gehouden met een effect van visgeleiding ( $P=1$ ), omdat de effectiviteit van deze systemen nog onvoldoende is aangetoond. Wanneer 10% van de langstreckende molts afgeleid zouden kunnen worden ( $P=0,9$ ), neemt de gemiddelde WKC-sterfte af tot 19%; bij een effectiviteit van visgeleiding van 50% ( $P=0,5$ ) neemt de gemiddelde sterfte af tot 11% en daalt de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van de huidige vier WKC's op het traject tot gemiddeld respectievelijk 56% en 37%.

In de huidige situatie met vier WKC's op de Maas laten de simulatieresultaten een kans op uitbreiding van de populatie zien die groter is dan 0,95. Daarmee kunnen significante gevolgen van de huidige cumulatieve WKC-sterfte worden uitgesloten. Bij toevoeging van een vijfde WKC (inclusief stochastische variatie) in de modelsimulaties blijft de kans op uitbreiding van de populatie groter dan 0,95 en verandert de conclusie dat significante gevolgen kunnen worden uitgesloten niet.

### 6.3 Onzekerheden en significante gevolgen

De gevolgen van WKC-activiteiten voor de uitbreidingsdoelstelling van de zalm in de Maas worden mede bepaald door oorzaken van sterfte buiten de WKC's om en door – inherente – onzekerheden over de in het model gebruikte parameterwaarden. Als de zalmsterfte veroorzaakt door andere dan WKC-activiteiten lager blijkt of vermindert en er daardoor (nog) meer ruimte voor de 68%, respectievelijk 47% (voor het Nederlandse deel van de Maas) additionele sterfte als gevolg van vijf WKC's ontstaat, kunnen significante gevolgen van een extra WKC nog steeds worden uitgesloten. Als de zalmsterfte veroorzaakt door andere factoren dan WKC-activiteiten hoger blijkt of toeneemt, kunnen significante gevolgen van het toevoegen van een vijfde WKC niet worden uitgesloten. De rechtsvraag is dan, of in een dergelijke situatie de significante gevolgen wel toegeschreven moeten worden aan de te vergunnen activiteit, i.c. aan de ingebruikname van de vijfde, extra WKC op de Maas, of dat het effect van deze toegevoegde activiteit zo gering is, dat het als een niet-significante bijdrage aan sterfte van zalmsmolts beoordeeld zou moeten worden. Wij hebben geen jurisprudentie over deze rechtsvraag kunnen vinden.

### 6.4 Monitoring van schade

Het populatiedynamisch model ter bepaling van het effect van vissterfte door een WKC gaat uit sterfte zoals bepaald bij de WKC Linne in de Maas en dat alle andere WKC's, aangezien ze van hetzelfde type zijn, dezelfde sterfte en variatie daarin zullen veroorzaken. Deze sterfte en de afstand waarover deze nog wordt waargenomen is afgeleid van een beperkt aantal telemetriestudies met gekweekte en gezenderde zalmsmolts. In de eerdere vergunningsvoorwaarden voor een nieuw te bouwen WKC bij Borgharen is opgenomen dat de werkelijk optredende sterfte vastgesteld of gemonitord moet worden door middel van netvangsten achter een turbine van de centrale.

Bij het gebruik van netvangsten is de vastgestelde sterfte lager dan de met telemetrie vastgestelde sterfte, omdat de indirecte sterfte optredend over een traject van enkele kilometers na de WKC wordt gemist. Bovendien zijn er uit de studies met netvangsten vrijwel geen gegevens beschikbaar over zalmsmolts. Daarentegen valt er op de sterfte zoals vastgesteld met telemetriegegevens af te dingen,

dat de metingen zijn gedaan aan gekweekte, relatief grote en bovendien gezenderde (en daartoe geopereerde) zalmsmolts. Bovendien is de afstand waarop nog verhoogde sterfte als gevolg van passage van de WKC wordt waargenomen niet nauwkeurig onderzocht.

Een voor dit aspect cruciale aanname in het in dit rapport gepresenteerde model is, dat de sterfte door de verschillende WKC's vergelijkbaar is met de sterfte zoals vastgesteld met onderzoek bij de WKC Linne. Deze aanname kan ook toegepast worden op het sterftepercentage vastgesteld met netvangsten achter de centrale. Op basis van de (variatie in de) directe sterfteschattingen van verschillende vissoorten met netvangsten bij de WKC Linne is berekend, dat met minimaal 20 keer monitoren met netvangsten voldoende vissen gevangen worden en met voldoende zekerheid en onderscheidingsvermogen aangetoond kan worden of de gemiddelde directe sterfte van vissen bij passage van WKC Borgharen afwijkt van de gestelde kritische bovengrenzen van de gemiddelde directe sterfte zoals waargenomen bij WKC Linne.

## Dankzegging

De auteurs wensen de vertegenwoordigers van de Provincie Limburg, Rijkswaterstaat Limburg, Rijkswaterstaat Waterdienst, Visstandverbetering Maas en Waterkrachtcentrale Borgharen B.V. te bedanken voor hun commentaar op voorgaande versies van dit rapport. Tevens bedanken wij Tom Buijse (Deltares), Jaap van der Meer (NIOZ, VU Amsterdam), Jean-Claude Philippart (Université de Liège), Jaap Quak (Sportvisserij Nederland), Tim Vriese (ATKB), Cor Smit en Erwin Winter (IMARES) voor inhoudelijke discussies en aanvullingen die substantieel hebben bijgedragen aan de kwaliteit van dit rapport.



## Referenties

- ARBRA b.v. 2009. Aanvraag vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 inclusief Habitattoets voor het Natura 2000-gebied Grensmaas nr. NL9801075.
- Baglinière, J.-L., Marchand, F. & Vauclin, V. 2005. Interannual changes in recruitment of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) population in the River Oir (Lower Normandy, France): relationships with spawners and in-stream habitat. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 695-707.
- Bakker, H.D. & Gerritsen, J.J. 1992. Schade aan vis als gevolg van passage door de waterkrachtcentrale in de Maas bij Linne. Deel II: schubvis. KEMA 98263-MOB 92-3701.
- Bakker, H., Kwanten, R., Muyres, W., van der Sar, G., van Steenhoven, M. & Verheijen, C. 2001. Waterkrachtcentrales en vismigratie in de Maas. Beleidsnotitie RWS Limburg, januari 2001.
- Begon, M., Twonson, C.L. & Harper, J.L. 2005. *Ecology: From individuals to ecosystems*. John Wiley & sons.
- Beverton, R.J.H., Holt, S.J. 1957. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. *Fishery Investigations Series II Volume XIX*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food.
- Bruijjs, M.C.M. 2003. Passage van schubvis door de waterkrachtcentrale in de Maas bij Linne; najaar 2002. KEMA, 50251628-KPS/MEC 03-6142.
- Bruijjs, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M., Hadderingh, R.H., Winter, H.V., Deerenberg, C., Jansen, H.M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U. & Kessels, N. 2003. Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. EU-Report Contract Q5RS-2000-31141.
- Bruijjs, M.C.M. 2009. Habitattoets Natura 2000-gebied Grensmaas ten behoeve van waterkrachtcentrale Borgharen. KEMA, 50662414-TOS/MEC 06-9486.
- Caswell, H. 1989. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Davidson, J.G., Rikardsen, A.H., Halttunen, E., Thorstad, E.B., Økland, F., Letcher, B.H., Skardhamar, J. & Naesje, T.F. 2009. Migratory behaviour and survival rates of wild northern Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts: effects of environmental factors. *Journal of Fish Biology* 75: 1700-1718.
- Dieperink, C., Bak, B.D., Pedersen, L.-F., Pedersen, M. I. & Pedersen, S. 2002. Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as postsmolts. *Journal of Fish Biology* 61: 848-852.
- Fieberg, J. & S. P. Ellner. 2001. Stochastic matrix models for conservation and management: a comparative review of methods. *Ecology Letters* 4:244-266.
- ICES. 2009. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES CM 2009/ACOM:06.
- Internationale Commissie voor de Bescherming van de Maas. 2000. Trekvis in de Maas. Stand van zaken 1999. Rapport nr. M1/00-27.
- Internationale Maascommissie. 2011. Masterplan Trekvis Maas. Rapport nr. Mplen/11-12.
- Jepsen, N., Holthe, E. & Økland, F. 200). Observations of predation on salmon and trout smolts in a river mouth. *Fisheries Management and Ecology* 13: 341-343.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. *Ecology of Atlantic salmon and brown trout : habitat as a template for life histories*. Fish & fisheries series, Vol. 33. Springer, Dordrecht, the Netherlands.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1998. The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 67: 751-762.
- Kemper, J.H., Spierts I.L.Y & Vis, H. 2010. Sterfte van migrerende zalmsmolts bij de stuw en waterkrachtcentrale Linne. *VisAdvies VA2010\_18*.
- Kistenkas, F.H. & Kuindersma, W. 2004. Europees en nationaal natuurbeschermingsrecht. Planbureau rapporten 21, WUR.

- Lundqvist, H., Rivinoja, P., Leonardsson, K., McKinnell, S. 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia* 602: 111-127.
- Metcalf, N.B. & Thorpe, J.E. 1990. Determinants of geographical variation in age of seaward-migrating Salmon, *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 59: 135-145.
- Ministerie LNV. 2008a. Ontwerp Aanwijzingsbesluit Grensmaas. 10 september 2008.
- Ministerie LNV. 2008b. Profieldocument habitatsoort zalm (*Salmo salar*; H1106). Versie 1 september 2008.
- Moore, M.E., Berejikian, B.A. Tezak & E.P., 2010. Early Marine Survival and Behavior of Steelhead Smolts through Hood Canal and the Strait of Juan de Fuca. *Transactions of the American Fisheries Society* 139, 49-61.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and Recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11: 559-623.
- Spierts, I.L.Y., Caldenhoven, R., Vriese, F.T. & Breukelaar, A.W. 2008. Downstream migration of salmon smolts in the river Rhine in 2008. *VisAdvies VA2007\_57*.
- Spierts, I.L.Y., Vis, H. & Kemper, J.H. 2011. Migratiegedrag van salmoniden vanuit Lith naar stroomopwaarts gelegen paaigebieden: 2010. *VisAdvies VA2010\_09*.
- Steunpunt Natura 2000, 2011. Naslagwerk Natura 2000. Regiebureau Natura 2000, Den Haag. 240 p.
- Thorpe, J.E., Miles, M.S. & Keay, D.S. 1984. Developmental Rate, Fecundity and Egg Size in Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. *Aquaculture* 43: 289-305.
- Vis, H. & Vriese, F.T. 2009. Migratiegedrag van smolts in de Maas: voorjaar 2009. *VisAdvies VA2009\_10*.
- Vis, H. & Spierts, I.L.Y. 2010. Migratiegedrag van smolts in de Maas: voorjaar 2010. *VisAdvies VA2010\_04*.
- Vis, H. & Spierts, I.L.Y. 2011a. Migratiegedrag van smolts in de Maas: voorjaar 2011. *VisAdvies VA2011\_03*.
- Vis, H. & Spierts, I.L.Y. 2011b. Onderzoek stroomafwaartse migratie van zalmsmolts van Roer tot Noordzee. *VisAdvies VA2011\_01*.
- Vriese, F.T. 2011. Heroverweging sterfte schieraal en salmoniden smolts ten gevolge van wkc's op de Maas. Atkb, rapportnr. 20111090.
- Vriese, F.T., de Laak, G.A.J. & Jansen, S.A.W. 1999. Leeftijdsbepaling salmoniden van het project 'Monitoring intrek zeeforel in Nederland (COVISI)': visnr. 1 t/m 495. OVB Onderzoeksrapport OND00088/OND00092.
- Vriese, F.T. & de Laak, G.A.J. 2000. Leeftijdsbepaling salmoniden van het project 'Monitoring intrek zeeforel in Nederland (COVISI)': visnr. 496 t/m 671. OVB Onderzoeksrapport OND00113.
- Winter, H.V., Jansen, H.M. & Bruijs, M.C.M. 2006. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 221 - 228.
- Woldendorp, H.E. 2011. Teksten en toelichting Wetgeving natuurbescherming. Sdu Uitgevers, Den Haag

## Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 57846-2009-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2012. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Milieu over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2013 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

## Verantwoording

Rapport C071/12  
Projectnummer: 430.25037.01

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

Akkoord:

Drs. C.J. Smit  
Onderzoeker

Handtekening:



Datum:

5 juli 2012

Akkoord:

Drs. F.C. Groenendijk  
Hoofd Afdeling Maritiem

Handtekening:



Datum:

5 juli 2012





## Bijlage A. Levensloop van de rivierprik en de rivierdonderpad

### Rivierdonderpad

In de Natuurbeschermingswet en Flora- en faunawet staat de rivierdonderpad beschreven onder de Latijnse naam *Cottus gobio*. Uit taxonomisch onderzoek in 2005 is echter gebleken dat *C. gobio* niet voorkomt in Nederland, maar dat in Nederland wel twee andere *Cottus*-soorten voorkomen; de rivierdonderpad (*Cottus perifretum*) en de beekdonderpad (*Cottus rhenanus*) (Freyhof, 2005). De rivierdonderpad (*C. perifretum*) komt in Nederland met name voor in de grotere rivieren en IJsselmeer. Buiten Nederland wordt de soort onder andere aangetroffen in Groot-Brittannië, Frankrijk en België. De beekdonderpad komt vooral voor in een aantal zij-beken van de Maas en de Rijn.

De soorten hebben een vergelijkbare fysiologie en ecologie. Ze kunnen worden onderscheiden door de aanwezigheid van stekeltjes op de flank; bij de rivierdonderpad zijn deze verspreid vanaf de borstvin tot (minimaal) de tweede rugvin, bij de beekdonderpad worden hooguit achter de borstvin enkele stekels aangetroffen (of deze ontbreken geheel). Op locaties waar beide soorten voorkomen kunnen kruisingen optreden. Deze hybriden hebben stekeltjes verspreid over de hele flank (RAVON<sup>24</sup>; soortendatabase ministerie EL&I<sup>25</sup>). Beide soorten zijn bodembewoners. Geschikt habitat omvat schuilplaatsen, zoals stenen, takken etc. Ze komen zowel in snelstromend als langzaam stromend water voor, en zijn vooral 's nachts actief. Voedsel bestaat uit vlokreeften, waterpissenbedden, insectenlarven en andere kleine organismen. In de paaitijd, welke in het voorjaar plaatsvindt, worden eieren afgezet in kleine holten. Het mannetje verdedigt de eieren en zorgt met behulp van de borstvinnen voor de aanvoer van zuurstofrijk water. Na een aantal weken (circa 3-6 weken) komen de eieren uit en na circa 10 dagen zwemmen de larven vrij rond.

Beide soorten vertonen zeer geringe dispersie. Uit onderzoek waarbij individuen werden gevangen, voorzien van een 'tag', terug werden geplaatst en vervolgens terug gevangen, bleek dat het merendeel (61-72%) van de gevangen individuen binnen een straal van 10 meter werden teruggevonden van de locatie waar ze werden uitgezet. Overige individuen werden op afstanden van 20-270 meter van waar ze waren uitgezet teruggevonden (Knaepkens, 2005).

### Rivierprik

De rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) komt in Nederland van oudsher voor in het rivierengebied. Nederland ligt in het centrum van het verspreidingsgebied binnen Europa; de soort wordt van Zuid-Noorwegen aangetroffen tot het westelijk deel van de Middellandse Zee. Hoewel waterwerken het areaal en de populatie van de rivierprik hebben doen inkrimpen wordt momenteel de soort in alle grote stromende wateren van Nederland waargenomen. Paaigebieden liggen stroomopwaarts van Nederland, maar ook in ons land zijn enkele paaiplaatsen bekend.

De rivierprik is, net als de zalm, een anadrome soort die in rivieren paait en de grootste groei doormaakt op zee. De populatie is afhankelijk van deze migratie. De rivierprik begint in de herfst stroomopwaarts te trekken om te paaien. De trek vindt vooral 's nachts plaats, en duurt tot in het voorjaar. Paai vindt plaats in zand- en grindbeddingen van snelstromende rivieren en zij-beken. Het mannetje maakt een kuiltje waarin de eieren worden afgezet. Na de paai sterven de volwassen dieren. Na het uitkomen verblijven de larven op de paaiplaats onder het zand. Twee tot drie weken later komen de larven uit de nestkuilen en laten zich meevoeren stroomafwaarts. Ze vestigen zich in slibrijke, luwere delen van de rivier en de

---

<sup>24</sup> [www.ravon.nl](http://www.ravon.nl)

<sup>25</sup> <http://mineleni.nederlandsesoorten.nl>

inmiddels juveniele prikken ('ammoncoeten') voeden zich met organisch materiaal en kleine organismen die uit het water gefilterd worden. Na een aantal jaar (circa 3-6 jaar) vindt een metamorfose plaats, waarbij de ogen, geslachtsdelen en kenmerkende zuigschijf met scherpe tanden zich ontwikkelen. Vervolgens trekken de prikken stroomafwaarts richting open zee. Dit lijkt zowel in het voorjaar als in het najaar plaats te vinden, maar hierover is nog weinig bekend. De volwassen prik parasiteert op vissen zoals haring met behulp van de zuigschijf. De rivierprik trekt na circa 2-3 jaar op zee weer de rivieren op om te paaien (Jansen, 2007; RAVON<sup>26</sup>; soortendatabase ministerie EL&I<sup>27</sup>).

Freyhof, J., Kottelat, M. & Nolte, A. (2005) Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei: Cottidae). Ichthyol. Explor. Freshwaters 16: 107–172.

Jansen, H.M. & Wint H.V. & Bult, T.P. (2007) Bijvangst van trekvissen in de Nederlandse fuikenvisserij. Rapport IMARES C048/07.

Knaepkens, G., Baekelandt, K. & Eens, M. (2005) Assessment of the movement behaviour of the bullhead (*Cottus gobio*), an endangered European freshwater fish. Animal Biology 55: 219-226.

---

<sup>26</sup> [www.ravon.nl](http://www.ravon.nl)

<sup>27</sup> <http://mineleni.nederlandsesoorten.nl>

## Bijlage B. Modelresultaten scenario's

In onderstaande tabellen zijn de uitkomsten van de simulaties met toenemende additionele sterfte tijdens de uittrek, onder de verschillende scenario's, weergegeven. In Tabel 7 staan de resultaten voor het 'Referentie' scenario, d.w.z. een situatie zonder WKC's op de Maas, dus vanuit een uitgangssituatie zonder additionele sterfte. Tevens staan in deze tabel de resultaten bij toevoeging van twee (Belgische), vier (het huidige aantal) en vijf (in geval van aanleg van WKC Borgharen) WKC's. In Tabel 8 staan de resultaten voor de verschillende onderzochte scenario's voor de huidige situatie met vier WKC's op de Maas, waarin de in het 'Referentie' scenario gebruikte waarden van de parameters in het model vervangen zijn door andere waarden, om de robuustheid van het resultaat te onderzoeken.

*Tabel 7 De kans op uitbreiding van de populatie bij oplopende waarden van additionele sterfte van uittrekkende smolts voor het 'Referentie' scenario van het model, d.w.z. zonder additionele sterfte door WKC's. Tevens resultaten voor situaties met twee WKC's, vier WKC's en vijf WKC's op de Maas. De berekening is gebaseerd op 20.000 simulaties van 60 jaar voor elke combinatie van additionele sterfte en modelscenario in de tabel. De eerste regel (grijs gemarkeerd) geeft de kansen zonder verdere additionele sterfte. De combinaties van situatie en additionele sterfte, waarbij de kans op uitbreiding van de populatie minimaal 95% is, zijn groen gemarkeerd.*

Additionele sterfte uittrekkende smolts	Aantal WKC's			
	geen WKC's	twee WKC's (België)	vier WKC's (huidig)	vijf WKC's (eventueel)
0%	> 99,995%	> 99,995%	99,21%	95,19%
1%	> 99,995%	> 99,995%	99,21%	95,22%
2%	> 99,995%	> 99,995%	99,22%	94,75%
3%	> 99,995%	> 99,995%	99,09%	94,63%
4%	> 99,995%	> 99,995%	98,88%	94,20%
5%	> 99,995%	> 99,995%	98,75%	93,65%
6%	> 99,995%	> 99,995%	98,63%	92,85%
7%	> 99,995%	> 99,995%	98,54%	92,37%
8%	> 99,995%	> 99,995%	98,38%	92,37%
9%	> 99,995%	> 99,995%	98,22%	91,42%
10%	> 99,995%	> 99,995%	98,15%	91,37%
11%	> 99,995%	99,98%	97,70%	90,34%
12%	> 99,995%	99,97%	97,61%	89,54%
13%	> 99,995%	99,96%	97,35%	89,01%
14%	> 99,995%	99,97%	97,12%	88,42%
15%	> 99,995%	99,96%	97,01%	87,29%
16%	> 99,995%	99,97%	96,75%	87,03%
17%	> 99,995%	99,95%	96,35%	85,60%
18%	> 99,995%	99,92%	95,86%	85,08%
19%	> 99,995%	99,89%	95,80%	84,43%
20%	> 99,995%	99,87%	95,55%	83,28%
21%	> 99,995%	99,87%	94,85%	82,35%
22%	> 99,995%	99,88%	94,63%	81,36%
23%	> 99,995%	99,83%	93,82%	80,47%

Additionele sterfte uittrekkende smolts	Aantal WKC's			
	geen WKC's	twee WKC's (België)	vier WKC's (huidig)	vijf WKC's (eventueel)
24%	> 99,995%	99,76%	93,39%	79,20%
25%	> 99,995%	99,77%	92,24%	77,94%
26%	> 99,995%	99,81%	92,12%	76,06%
27%	> 99,995%	99,74%	91,70%	74,71%
28%	> 99,995%	99,66%	90,30%	74,27%
29%	> 99,995%	99,60%	89,78%	72,40%
30%	> 99,995%	99,55%	89,18%	70,41%
31%	> 99,995%	99,48%	88,26%	69,34%
32%	> 99,995%	99,49%	87,06%	67,99%
33%	> 99,995%	99,23%	85,88%	66,07%
34%	> 99,995%	99,24%	85,12%	64,78%
35%	> 99,995%	99,01%	83,98%	63,09%
36%	99,99%	98,91%	83,03%	60,94%
37%	99,99%	98,61%	81,68%	59,28%
38%	99,98%	98,68%	80,39%	57,21%
39%	99,98%	98,27%	78,55%	56,17%
40%	99,98%	98,12%	77,30%	53,62%
41%	99,99%	97,94%	75,52%	51,53%
42%	99,98%	97,27%	73,88%	49,98%
43%	99,95%	97,22%	71,98%	47,89%
44%	99,94%	96,51%	70,49%	45,79%
45%	99,93%	96,20%	68,35%	43,68%
46%	99,95%	95,75%	66,36%	42,24%
47%	99,88%	95,13%	64,27%	39,86%
48%	99,95%	94,66%	62,48%	38,03%
49%	99,86%	93,50%	60,15%	36,18%
50%	99,76%	92,55%	57,82%	34,31%
51%	99,81%	91,77%	55,54%	31,79%
52%	99,69%	90,67%	53,37%	29,72%
53%	99,62%	89,64%	50,50%	27,45%
54%	99,55%	88,40%	48,39%	25,51%
55%	99,31%	86,68%	45,42%	24,41%
56%	99,29%	85,33%	42,86%	21,82%
57%	99,15%	83,08%	40,58%	20,38%
58%	98,92%	81,91%	37,68%	18,57%
59%	98,71%	79,29%	35,40%	17,17%
60%	98,07%	77,06%	32,49%	15,76%
61%	97,64%	74,28%	30,32%	14,14%
62%	97,35%	72,07%	28,14%	12,46%

Additionele sterfte uittrekkende smolts	Aantal WKC's			
	geen WKC's	twee WKC's (België)	vier WKC's (huidig)	vijf WKC's (eventueel)
63%	96,82%	69,68%	25,39%	11,27%
64%	95,84%	66,71%	23,25%	9,81%
65%	95,07%	63,41%	21,12%	8,65%
66%	94,11%	60,77%	19,40%	8,18%
67%	92,89%	56,81%	17,78%	6,59%
68%	91,28%	53,00%	15,21%	5,81%
69%	89,51%	49,88%	13,40%	5,00%
70%	87,36%	46,04%	10,95%	4,24%
71%	85,20%	42,51%	10,13%	3,16%
72%	81,95%	38,00%	8,46%	2,76%
73%	79,11%	34,00%	7,28%	2,47%
74%	75,86%	30,46%	5,95%	1,79%
75%	71,86%	27,96%	4,87%	1,60%
76%	67,14%	23,56%	4,00%	1,23%
77%	62,87%	20,39%	3,19%	0,86%
78%	57,30%	17,48%	2,56%	0,63%
79%	52,92%	14,04%	1,95%	0,49%
80%	47,05%	11,68%	1,55%	0,41%
81%	41,19%	9,12%	1,09%	0,29%
82%	35,34%	7,32%	0,87%	0,23%
83%	29,71%	5,59%	0,58%	0,10%
84%	23,77%	4,07%	0,34%	0,10%
85%	19,47%	3,00%	0,18%	0,05%
86%	15,23%	1,95%	0,16%	0,08%
87%	11,37%	1,20%	0,14%	0,04%
88%	7,24%	0,76%	0,07%	0,01%
89%	4,84%	0,47%	0,02%	0,01%
90%	2,93%	0,22%	0,01%	0,00%
91%	1,82%	0,09%	0,00%	0,00%
92%	0,72%	0,08%	0,00%	0,00%
93%	0,42%	0,01%	0,00%	0,00%
94%	0,15%	0,01%	0,00%	0,01%
95%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%
96%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
97%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
98%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
99%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

**Tabel 8** De kans op uitbreiding van de populatie bij oplopende waarden van additionele sterfte van uittrekkende smolts voor verschillende scenario's van het model. Resultaten voor de huidige situatie met vier WKC's op de Maas, met uitzondering van het 'Referentie' scenario, dat staat voor een situatie zonder WKC's. De berekening is gebaseerd op 20.000 simulaties van 60 jaar voor elke combinatie van additionele sterfte en modelscenario in de tabel. De eerste regel (grijs gemarkeerd) geeft de kansen zonder additionele sterfte. De combinaties van scenario en additionele sterfte, waarbij de kans op uitbreiding van de populatie minimaal 95% is, zijn groen gemarkeerd.

Additionele sterfte uittrekkende smolts	Scenario							
	Referentie	Status quo	Talrijk	Kleine populatie	Stabiliteit	Verhoogde optreksterfte	Verhoogde optreksterfte	Effectieve visgeleiding
0%	> 99,995%	99,21%	99,71%	95,41%	99,96%	> 99,995%	23,91%	99,96%
1%	> 99,995%	99,21%	99,56%	94,85%	99,98%	> 99,995%	23,11%	99,94%
2%	> 99,995%	99,22%	99,59%	94,89%	99,93%	> 99,995%	21,97%	99,95%
3%	> 99,995%	99,09%	99,51%	94,61%	99,91%	> 99,995%	20,90%	99,94%
4%	> 99,995%	98,88%	99,40%	93,79%	99,90%	> 99,995%	20,01%	99,91%
5%	> 99,995%	98,75%	99,35%	93,49%	99,89%	> 99,995%	18,27%	99,88%
6%	> 99,995%	98,63%	99,33%	93,58%	99,84%	> 99,995%	18,06%	99,88%
7%	> 99,995%	98,54%	99,10%	93,02%	99,71%	> 99,995%	16,76%	99,85%
8%	> 99,995%	98,38%	99,12%	92,41%	99,65%	> 99,995%	15,58%	99,82%
9%	> 99,995%	98,22%	99,05%	91,38%	99,47%	> 99,995%	15,08%	99,81%
10%	> 99,995%	98,15%	98,92%	91,43%	99,36%	> 99,995%	13,62%	99,77%
11%	> 99,995%	97,70%	98,84%	90,52%	99,29%	> 99,995%	12,65%	99,73%
12%	> 99,995%	97,61%	98,66%	89,83%	99,03%	> 99,995%	11,91%	99,80%
13%	> 99,995%	97,35%	98,49%	89,65%	98,66%	> 99,995%	11,40%	99,69%
14%	> 99,995%	97,12%	98,19%	88,42%	98,43%	99,99%	10,35%	99,63%
15%	> 99,995%	97,01%	98,08%	88,34%	98,16%	> 99,995%	9,74%	99,56%
16%	> 99,995%	96,75%	97,86%	87,28%	97,65%	99,99%	9,16%	99,56%
17%	> 99,995%	96,35%	97,50%	86,53%	96,90%	99,98%	8,82%	99,51%
18%	> 99,995%	95,86%	97,38%	85,99%	96,16%	99,98%	7,77%	99,37%
19%	> 99,995%	95,80%	97,18%	85,13%	95,40%	100,00%	7,29%	99,29%
20%	> 99,995%	95,55%	96,75%	84,09%	94,48%	99,99%	6,89%	99,19%
21%	> 99,995%	94,85%	96,33%	83,39%	93,23%	99,99%	6,13%	99,07%
22%	> 99,995%	94,63%	96,32%	82,55%	92,12%	99,97%	5,56%	99,10%
23%	> 99,995%	93,82%	95,96%	80,87%	90,33%	100,00%	4,85%	98,96%
24%	> 99,995%	93,39%	95,16%	80,20%	88,74%	99,98%	4,46%	98,70%
25%	> 99,995%	92,24%	94,90%	78,38%	86,45%	99,96%	4,15%	98,74%
26%	> 99,995%	92,12%	94,35%	77,11%	84,60%	99,99%	3,67%	98,53%
27%	> 99,995%	91,70%	93,77%	76,29%	81,94%	99,97%	3,59%	98,24%
28%	> 99,995%	90,30%	92,97%	75,21%	79,35%	99,99%	3,10%	98,09%
29%	> 99,995%	89,78%	92,73%	73,65%	76,10%	99,95%	2,79%	97,77%
30%	> 99,995%	89,18%	91,87%	72,65%	72,61%	99,98%	2,50%	97,52%
31%	> 99,995%	88,26%	91,52%	71,05%	68,86%	99,93%	2,25%	97,26%
32%	> 99,995%	87,06%	90,57%	69,65%	65,64%	99,99%	2,02%	97,04%

Additionele sterfte uittrekkende smolts	Scenario							
	Referentie	Status quo	Talrijk	Kleine populatie	Stabiliteit	Verhoogde optreksterfte	Verhoogde optreksterfte	Effectieve visgeleiding
33%	> 99,995%	85,88%	89,74%	68,37%	61,51%	99,93%	1,90%	96,56%
34%	> 99,995%	85,12%	89,20%	66,52%	57,64%	99,94%	1,59%	95,82%
35%	> 99,995%	83,98%	87,91%	65,11%	52,73%	99,91%	1,40%	95,68%
36%	99,99%	83,03%	86,65%	63,32%	49,16%	99,93%	1,17%	95,17%
37%	99,99%	81,68%	86,12%	61,29%	44,90%	99,92%	1,06%	94,29%
38%	99,98%	80,39%	84,39%	59,37%	39,69%	99,89%	0,88%	94,00%
39%	99,98%	78,55%	82,99%	57,78%	35,26%	99,85%	0,78%	93,52%
40%	99,98%	77,30%	81,35%	55,55%	31,96%	99,85%	0,66%	92,05%
41%	99,99%	75,52%	80,17%	53,94%	27,86%	99,90%	0,65%	91,65%
42%	99,98%	73,88%	78,98%	51,76%	24,48%	99,85%	0,44%	90,76%
43%	99,95%	71,98%	77,11%	50,67%	20,40%	99,78%	0,47%	89,90%
44%	99,94%	70,49%	75,91%	47,76%	17,38%	99,66%	0,36%	88,92%
45%	99,93%	68,35%	73,72%	45,91%	14,20%	99,66%	0,24%	87,55%
46%	99,95%	66,36%	71,82%	43,84%	11,77%	99,64%	0,28%	86,43%
47%	99,88%	64,27%	70,17%	42,29%	9,64%	99,50%	0,20%	85,34%
48%	99,95%	62,48%	68,16%	39,80%	7,74%	99,54%	0,20%	83,68%
49%	99,86%	60,15%	66,13%	38,16%	5,72%	99,43%	0,15%	82,22%
50%	99,76%	57,82%	63,74%	36,00%	4,52%	99,33%	0,14%	80,49%
51%	99,81%	55,54%	61,74%	33,82%	3,32%	99,15%	0,11%	78,86%
52%	99,69%	53,37%	59,32%	31,89%	2,41%	99,18%	0,08%	76,54%
53%	99,62%	50,50%	55,82%	29,69%	1,73%	98,98%	0,06%	74,37%
54%	99,55%	48,39%	54,73%	28,06%	1,34%	99,00%	0,08%	72,35%
55%	99,31%	45,42%	51,44%	25,56%	0,88%	98,68%	0,04%	69,74%
56%	99,29%	42,86%	49,06%	24,25%	0,52%	98,34%	0,04%	68,61%
57%	99,15%	40,58%	46,05%	22,07%	0,36%	98,14%	0,02%	65,19%
58%	98,92%	37,68%	43,37%	19,57%	0,34%	97,96%	0,03%	62,68%
59%	98,71%	35,40%	40,77%	18,31%	0,15%	97,82%	0,03%	59,56%
60%	98,07%	32,49%	38,45%	16,87%	0,13%	97,22%	0,02%	57,19%
61%	97,64%	30,32%	35,89%	15,28%	0,03%	96,53%	0,00%	54,23%
62%	97,35%	28,14%	33,50%	13,45%	0,03%	96,36%	0,00%	50,86%
63%	96,82%	25,39%	30,20%	12,10%	0,03%	95,84%	0,01%	48,39%
64%	95,84%	23,25%	28,07%	10,92%	0,01%	95,00%	0,02%	45,58%
65%	95,07%	21,12%	25,98%	9,80%	5,00E-05	94,20%	0,01%	41,86%
66%	94,11%	19,40%	23,18%	8,40%	0,00%	93,42%	0,01%	38,95%
67%	92,89%	17,78%	21,03%	6,82%	5,00E-05	92,41%	0,00%	35,84%
68%	91,28%	15,21%	18,69%	5,98%	0,00%	91,39%	0,00%	32,99%
69%	89,51%	13,40%	16,49%	5,29%	0,00%	89,80%	0,00%	29,48%
70%	87,36%	10,95%	14,06%	4,43%	0,00%	87,94%	0,00%	26,31%

Additionele sterfte uittrekkende smolts	Scenario							
	Referentie	Status quo	Talrijk	Kleine populatie	Stabiliteit	Verhoogde optreksterfte	Verhoogde optreksterfte	Effectieve visgeleiding
71%	85,20%	10,13%	12,51%	3,60%	0,00%	86,94%	0,00%	23,90%
72%	81,95%	8,46%	10,28%	3,25%	0,00%	85,20%	0,00%	21,05%
73%	79,11%	7,28%	9,40%	2,41%	0,00%	82,98%	0,00%	18,39%
74%	75,86%	5,95%	8,11%	2,02%	0,00%	80,34%	0,00%	15,77%
75%	71,86%	4,87%	6,37%	1,63%	0,00%	77,68%	0,00%	13,30%
76%	67,14%	4,00%	5,44%	1,17%	0,00%	74,85%	0,00%	11,02%
77%	62,87%	3,19%	4,29%	0,97%	0,00%	71,36%	0,00%	9,38%
78%	57,30%	2,56%	3,08%	0,81%	0,00%	67,97%	0,00%	7,58%
79%	52,92%	1,95%	2,75%	0,59%	0,00%	63,37%	0,00%	5,89%
80%	47,05%	1,55%	2,17%	0,36%	0,00%	59,96%	0,00%	4,69%
81%	41,19%	1,09%	1,23%	0,30%	0,00%	55,24%	0,00%	3,61%
82%	35,34%	0,87%	1,07%	0,23%	0,00%	50,87%	0,00%	2,75%
83%	29,71%	0,58%	0,83%	0,15%	0,00%	46,05%	0,00%	1,97%
84%	23,77%	0,34%	0,57%	0,06%	0,00%	41,08%	0,00%	1,37%
85%	19,47%	0,18%	0,35%	0,03%	0,00%	35,11%	0,00%	1,08%
86%	15,23%	0,16%	0,20%	0,03%	0,00%	30,35%	0,00%	0,63%
87%	11,37%	0,14%	0,13%	0,03%	0,00%	25,08%	0,00%	0,40%
88%	7,24%	0,07%	0,06%	0,01%	0,00%	20,21%	0,00%	0,24%
89%	4,84%	0,02%	0,03%	5,00E-05	0,00%	16,17%	0,00%	0,12%
90%	2,93%	0,01%	0,03%	5,00E-05	0,00%	11,86%	0,00%	0,08%
91%	1,82%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	8,47%	0,00%	0,03%
92%	0,72%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	5,32%	0,00%	0,01%
93%	0,42%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	3,31%	0,00%	0,00%
94%	0,15%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,75%	0,00%	0,00%
95%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,74%	0,00%	0,00%
96%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,34%	0,00%	0,00%
97%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,06%	0,00%	0,00%
98%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
99%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%