



Evaluatie van de bestandsontwikkeling van de zalmpopulaties in het Rijnstroomgebied

Studie in opdracht van de Internationale Commissie ter Bescherming van
de Rijn met inleidende beleidssamenvatting

Rapport Nr. 304

Disclaimer: uitsluiting van aansprakelijkheid in verband met toegankelijkheid

De ICBR streeft ernaar haar documenten zo toegankelijk mogelijk te maken. Om redenen van efficiëntie is het niet altijd mogelijk om alle documenten in de verschillende talenversies volledig toegankelijk beschikbaar te stellen (bijvoorbeeld met alternatieve teksten voor alle afbeeldingen of in begrijpelijke taal). Het onderhavige rapport bevat mogelijk figuren en tabellen. Voor nadere toelichtingen kunt u contact opnemen met het secretariaat van de ICBR via het telefoonnummer 0049261-94252-0 of per e-mail via sekretariat@iksr.de.

Colofon

Uitgegeven door de:

Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR)
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, 56068 Koblenz, Duitsland
Postbus: 20 02 53, 56002 Koblenz, Duitsland
Telefoon: +49-(0)261-94252-0
Fax: +49-(0)261-94252-52
E-mail: sekretariat@iksr.de
www.iksr.org

© IKSr-CIPR-ICBR 2025

Beleidssamenvatting van de zalmstudie

Achtergrond

Tot de 19^e eeuw kwam de Atlantische zalm (*Salmo salar*) zeer overvloedig voor in de Rijn en zijn zijrivieren. Door de slechte waterkwaliteit, waterbouwkundige maatregelen aan de rivier en de versnippering van habitats was de soort in 1957 uiteindelijk volledig verdwenen uit het riviersysteem.

In 1987 besloot de ICBR het programma "Zalm 2000" te lanceren (onderdeel van het "Rijnactieprogramma") om deze eens zo kenmerkende trekvissoort te herintroduceren, dit ook als boegbeeld voor het herstel van het gehele ecosysteem van de Rijn. Sindsdien zijn er veel inspanningen geleverd, zoals geleidelijke verbetering van de ecologische passeerbaarheid.

De ecologische verbeteringen in combinatie met uitzetmaatregelen leidden aanvankelijk, tot halverwege de jaren 2010, tot stijgende aantallen terugkerende zalmen en een toename van de natuurlijke voortplanting in grote delen van het stroomgebied. Sinds 2014/2015 is er echter sprake van een afname van het aantal terugkerende zalmen (met uitzondering van 2020) en de ontwikkeling is niet zo positief als gezien de uitgevoerde maatregelen zou kunnen worden verwacht. Andere anadrome soorten zoals zeeforel en zeeperk worden ook getroffen door deze achteruitgang. De bestanden van de elft ontwikkelen zich daarentegen goed; er zijn aanwijzingen dat de natuurlijke ontwikkeling van de bestanden al is begonnen en ook dat een aanzienlijk deel van de jonge vispopulatie voortkomt uit de natuurlijke voortplanting van teruggekeerde vis. Het enige jaar waarin er in de hoofdstroom en de zijrivieren meer vissen zijn geteld, ondanks de lage waterstanden, was het coronajaar 2020. 2020 was een periode die ten gevolge van corona werd gekenmerkt door een grote vertraging van de sociaaleconomische activiteit gedurende enkele maanden vanaf maart, samenvallend met het begin van de periode van vismigratie.

In het voorjaar van 2023 heeft de ICBR een consortium van onderzoeksbureaus¹ de opdracht gegeven om een studie uit te voeren. In deze studie moest beter zicht worden gekregen op de mogelijke oorzaken (stressfactoren) van het onverwacht lage aantal terugkerende zalmen, en moesten deze oorzaken worden geclassificeerd naar hun betekenis om op basis daarvan voorstellen voor maatregelen te kunnen doen om de inspanningen voor de herintroductie van de zalm te optimaliseren.

Resultaten

Het rapport over deze studie geeft een totaaloverzicht van alle beschikbare nationale gegevens van de ICBR-lidstaten en hieruit afgeleide bevindingen. Enkele factoren die vroeger weinig aandacht kregen, zoals bijv. de invloed van verschillende predatoren en de invloed van turbines van waterkrachtcentrales en schepsschroeven op stroomopwaarts trekkende zalmen, werden grondig geanalyseerd. Er wordt geen melding gemaakt van de opkomst in de afgelopen jaren van nieuwe, voorheen onbekende factoren. Sommige factoren die van invloed zijn op de zalmbestanden zijn de afgelopen jaren mogelijk verergerd. Het lijkt zo te zijn dat de populaties van sommige predatoren zijn gegroeid en dat het aantal grotere schepen toegenomen is, met mogelijk een verhoogd risico op predatie of botsing met het aandrijfsysteem van schepen. Ook klimaatverandering kan een rol spelen. De afgelopen jaren hebben frequentere laagwaterperiodes de migratiemogelijkheden en de leefgebieden van de zalm gereduceerd en het effect van stress- en mortaliteitsfactoren versterkt in de rivieren waar zalm paait, opgroeit en migreert. Lage waterstanden kunnen bijvoorbeeld ook de vindbaarheid en passeerbaarheid van vispassages voor stroomopwaarts trekkende zalm verminderen en bijdragen aan een verhoogde sterfte onder stroomafwaarts trekkende jonge zalm. Dit betekent dat er goed moet worden gekeken naar de toekomstige ontwikkeling van klimatologische stressfactoren (afvoeren bij droge

¹ Büro für fisch- und gewässerökologische Studien (BFS), Aquabios, Fischwerk

weersomstandigheden en watertemperatuur in het bijzonder) op de effectiviteit van vispassages en zalmhabitats in relatie tot de aanpassing van reeds genomen maatregelen en nieuw te nemen maatregelen.

In de studie wordt aangegeven dat er een gebrek aan informatie is over de factoren die van invloed zijn op de zalmpopulaties tijdens de mariene fase van hun levenscyclus, ondanks het feit dat de recente daling van de aantallen die in het stroomgebied van de Rijn is waargenomen ook in een aantal andere stroomgebieden is vastgesteld.

Het effect van enkele stressfactoren (bijv. temperatuurstijging op zee en in zoet water) kon in de studie niet geëvalueerd worden.

Een van de belangrijkste nieuwe elementen die verband houdt met de studie is de identificatie van verschillende riviertrajecten die te maken krijgen met verschillende stressfactoren. Zo speelt de overleving in de benedenloop en op zee ook een rol in de ontwikkeling van de vispopulatie en de terugkeer van zalm, net als de overleving in de boven- en de middenloop.

Het blijkt dat er onvoldoende informatie over verschillende stressfactoren beschikbaar is om een statistisch significante multifactoriële analyse uit te voeren, waardoor de impact van individuele stressfactoren niet kan worden gerangschikt. De verschillende factoren hangen ook samen, zo lijkt het effect van predatoren toegenomen maar hangt dit nauw samen met de aanwezigheid van barrières (zoals waterkrachtcentrales), waarbij niet duidelijk is hoe groot het effect van predatoren zou zijn zonder deze barrières.

De deskundigen van het onderzoeksbureau hebben op basis van bibliografisch onderzoek, de best beschikbare kennis en gegevens die door verschillende lokale actoren in de lidstaten van de ICBR zijn verstrekt een voorlopige rangschikking gemaakt van de stressfactoren met de meest ongunstige invloed op de zalm en de mogelijke ontwikkeling daarvan. De auteurs van de studie noemen de stressoren in deze volgorde: "mariene sterfte" en "lage afvoer" (versterkt waarschijnlijk de effecten van de scheepvaart), gevolgd door "meervalpredatie", "passeerbaarheid", "aalscholverpredatie", "waterkracht", "scheepvaart", "habitatdegradatie", "overige predatie" en "visserij" (binnenland en kust) en andere stressoren die van ondergeschikt belang worden geacht. Deze stressoren hebben een verschillend, negatief effect op de ontwikkeling van populaties, afhankelijk van de levensfase. Een positieve uitzondering vormt een Deens riviersysteem waarin grootschalig herstel is uitgevoerd, en waar wel een positieve trend van de zalm is waargenomen.

Bij gebrek aan kwantitatieve gegevens en informatie kon er in de studie geen definitieve weging worden toegekend aan de stressoren en bijgevolg was het niet mogelijk om de aanbevolen maatregelen te prioriteren. Er is een multifactoriële analyse uitgevoerd, echter de resultaten daarvan waren statistisch niet robuust. Omdat veel stressfactoren covariëren, is het niet mogelijk om ze te rangschikken.

Gelet op de bestandsdalingen in de afgelopen tien jaar achten de auteurs het - met de beperkte hoeveelheid gegevens in het achterhoofd - zinvol om op korte termijn aanvullende maatregelen in overweging te nemen. Naast uitgebreide habitatmaatregelen (seminatuurlijke habitats zijn veerkrachtiger tegen klimaateffecten) gaat het om het beheer van de bovengenoemde predatoren (voor zover dit wettelijk is toegestaan) en de beoordeling van de visserijdruk, de consequente ontmanteling van microwaterkrachtcentrales en dwarsconstructies en maatregelen voor de bescherming van vissen aan waterkrachtcentrales. De studie noemt verder de reductie van warmtelozingen en opstuwning, de bevordering van schaduwwerking en natuurlijk herstel om de veerkracht van de wateren te vergroten. Uiteindelijk bevestigt de studie dat er extra inspanningen nodig zijn om ervoor te zorgen dat zich in het Rijnstroomgebied zelfstandige populaties in natuurlijk evenwicht kunnen ontwikkelen.

Vooruitblik

Het is belangrijk om bij de verdere overwegingen in gedachten te houden dat de wereldwijd bedreigde Atlantische zalm in de Rijn een vlaggenschipsoort is voor de bescherming van rivierecosystemen. Zowel de zalm alsook trekvissoorten die onder het Masterplan Trekvis Rijn vallen en alle levensgemeenschappen in het Rijnsysteem profiteren van het herstel van de ecologische passeerbaarheid en de verbetering van de aquatische leefgebieden. Bovendien dragen deze maatregelen in de wateren waar ze worden genomen bij aan het bereiken van de milieudoelstellingen van de Kaderrichtlijn Water en de EU-Verordening inzake natuurherstel en aan het versterken van de veerkracht van deze wateren tegenover klimaatverandering.

Tot slot is het belangrijk te weten dat de negatieve gevolgen van antropogene factoren nog zullen worden versterkt door de effecten van de klimaatverandering.

Naast de zalmstudie zijn er nog andere literatuurstudies (bijv. Van Rijssel et al. 2024: *"Reintroducing Atlantic salmon in the river Rhine for decades: Why did it not result in the return of a viable population?"*) en meer diepgaande kennis over de mariene fase van de zalm en andere stroomgebieden.

De Atlantische zalm is in 2023 op de Rode Lijst van bedreigde diersoorten van de IUCN overgegaan van de categorie "least concern" naar de categorie "near threatened". De mondiale populatie is tussen 2006 en 2020 met 23% afgenomen, wat de noodzaak rechtvaardigt om ambitieuze maatregelen te nemen om de soort te behouden.

Grootschalige maatregelen zijn ook nodig om de veranderingen in het mariene milieu of de effecten van de stijging van de watertemperatuur, verergerd door laagwaterperiodes, te compenseren. Maatregelen om "de uitzetinspanningen te begeleiden" zullen ongetwijfeld moeten worden beoordeeld rekening houdend met alle economische gebruiksfuncties (scheepvaart, visserij, energie) en met de bescherming van de natuur. De actoren worden ertoe opgeroepen om hun steentje bij te dragen aan het ecologische beheer van deze iconische soort, aangezien dit een taak is voor de samenleving als geheel.

Deze elementen voor een aanvullende strategische analyse zullen in 2025 door de lidstaten van de ICBR worden beoordeeld op basis van aanvullend werk dat binnen de WG B en zijn expertgroepen wordt uitgevoerd.

Dit zal leiden tot de publicatie van een strategisch document waarin een standpunt wordt ingenomen ten aanzien van de vooruitzichten voor de ontwikkeling van de soort in het stroomgebied en de aanbevolen maatregelen.

Op basis van de zalmstudie, andere actuele wetenschappelijke bevindingen en beschikbare feedback zullen de expertgroep "FISH" en de werkgroep "Ecologie" een analyse en een strategische standpuntnota opstellen voor de ICBR-landen met betrekking tot de ontwikkelingsperspectieven van de soort in het stroomgebied en de aanbevolen aanvullende maatregelen. Dit zal leiden tot de publicatie van een strategisch document waarin een standpunt wordt ingenomen ten aanzien van de vooruitzichten voor de ontwikkeling van de soort in het stroomgebied en de aanbevolen maatregelen.

De conclusies zullen worden opgenomen in de actualisering van het Masterplan trekvis Rijn.

Disclaimer van de ICBR:

De Studie ter evaluatie van de bestandsontwikkeling van de zalmpopulaties in het Rijnstroomgebied is in opdracht van de ICBR uitgevoerd door "ARGE Salmo".

Het rapport met de resultaten bevat onafhankelijke inzichten en aanbevelingen van de opdrachtnemer.

Het secretariaat heeft het rapport na de oplevering gekeurd en goed bevonden.

De conclusies hieruit voor het werk van de ICBR zal de expertgroep FISH bespreken in het kader van het overleg over de actualisering van het Masterplan trekvissen.

Op basis van de zalmstudie, andere actuele wetenschappelijke bevindingen en beschikbare feedback zullen de expertgroep "FISH" en de werkgroep "Ecologie" een analyse en een strategische standpuntnota opstellen voor de ICBR-landen met betrekking tot de ontwikkelingsperspectieven van de soort in het stroomgebied en de aanbevolen aanvullende maatregelen.

Dit zal leiden tot de publicatie van een strategisch document waarin een standpunt wordt ingenomen ten aanzien van de vooruitzichten voor de ontwikkeling van de soort in het stroomgebied en de aanbevolen maatregelen.



BFS - Bürogemeinschaft
für fisch- und
gewässerökologische
Studien



Aquabios
Aquatic Ecology

F I S C H W E R K

WERNER DÖNNI

FISCHBIOLOGIE • GEWÄSSERÖKOLOGIE • GEOINFORMATIK

Evaluatie van de bestandsontwikkeling van de zalmpopulaties in het Rijnstroomgebied

Onderzoek in opdracht van de Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn - ICBR



Eindrapport

Ingediend door Arge Salmo:

Jörg Schneider

Timo Seufert

Pascal Vonlanthen

Werner Dönni

Roman Fricke

DE-Frankfurt am Main, CH-Cordast, CH-Luzern, DE-Marburg, 31 mei 2024

Arbeitsgemeinschaft Salmo ("ARGE Salmo")
c/o Büro für fisch- und gewässerökologische Studien (BFS)
Homburger Str. 36
60486 Frankfurt am Main

Jörg Schneider, *bioloog*
BFS Frankfurt
Homburger Str. 36
60486 Frankfurt am Main, Duitsland
Vast & fax: +49 69 - 97203407
Mobiel: +49 171 - 5329429
bfs-schneider@web.de
www.lachsprojekt.de.

Timo Seufert, *bachelor of engineering*
BFS Frankfurt
Homburger Str. 36
60486 Frankfurt am Main, Duitsland
Vast & fax: +49 69 - 97203407

Pascal Vonlanthen
Aquabios GmbH
Les Fermes 57
1792 Cordast, Zwitserland
Hoofdkantoor: Cordast
Tel. +41 78 78835 73 71
info@aquabios.ch
www.aquabios.ch

Werner Dönni
Visserijbioloog/geo-informaticus
Fischwerk
Neustadtstrasse 7
6003 Luzern, Zwitserland
info@fischwerk.ch
www.fischwerk.ch

Roman Fricke *bioloog*
BFS Frankfurt
Über dem Grund 1
35041 Marburg-Michelbach, Duitsland

Samenvatting

Het aantal teruggekeerde zalmen in de Rijn neemt sinds 2014/2015 duidelijk af (afname van de terugkeerpercentages en de voortplanting), ondanks aanhoudend hoge uitzetinspanningen en tussendoor veel natuurlijke voortplanting. Ook andere anadrome soorten, zoals zeeforel, elft en zeeprik, gaan erop achteruit. Het onderhavige onderzoek moet duidelijk maken welke stressoren er zijn voor anadrome soorten (zo mogelijk met de plaats waar deze stressoren optreden) en of hun effect is toegenomen in de tijd. Uit de resultaten zullen realistische aanbevelingen voor maatregelen worden afgeleid.

Als effectieve biotische stressoren in de **opgroeiwateren** zijn de predatoren aalscholver en (lokaal) grote zaagbek aangewezen; de bestanden van deze predatoren zijn sinds 2000 aanzienlijk gegroeid. Vermoedelijk hebben ook abiotische stressoren, zoals lage afvoeren en temperatuur, een negatief effect. De omvang van de effecten kan op basis van de beschikbare gegevens echter niet worden aangegeven.

Het percentage zalmsmolts, vanaf de uittrek bekeken; dat als volwassene terugkeert naar de paaigebieden wordt geraamd op 0,5 - 0,6% en is dus veel lager dan de ongeveer 3% die nodig is voor een zichzelf in stand houdende populatie. Veel dieren verdwijnen tijdens hun migratie. Bij de smolts gaat het hoogste percentage verloren in de Duitse zijrivieren (44%) en in de Nederlandse Rijn (71%), bij de volwassen dieren laten zowel de Nederlandse Rijn (74%) als de Duitse Rijn (78%) de hoogste percentages verdwenen dieren zien. Aangezien de terugkeerpercentages voor zalm een nauw, positief verband hebben met de afvoeren in de lente van het jaar waarin de smolts stroomafwaarts trekken, en een positief verband met de herfstafvoeren in de paaiwateren, is de overleving hoogstwaarschijnlijk afhankelijk van de **hoeveelheid afvoer** en eventueel de troebelheid bij de migratie. Hieruit ontstaat de hypothese dat er bij lage afvoeren sprake is van verhoogde mortaliteit. Parameters die dit kunnen verklaren, zijn predatie (binnenland) en botsing met scheepsschroeven.

Tussen 2000 en 2022 is de gemiddelde voorjaarsafvoer in de Rijn en zijn zijrivieren gedaald, waardoor de effecten van biotische stressoren (aalscholver) en abiotische stressoren (in het bijzonder scheepvaart, waterkracht) mogelijk zijn versterkt; de effecten kunnen bij gebrek aan gegevens niet worden gekwantificeerd. Lage afvoeren en temperatuurstijgingen waren en zijn ook van invloed op de intrek-, voortplantings- en opgroeiomstandigheden in de zijrivieren.

In meerdere merk-experimenten is aangetoond dat aalscholvers bij de **stroomafwaartse migratie van smolts** op de gehele migratieroute (inclusief zijrivieren) grote verliezen aanbrengen in de zalmpopulaties. Andere potentiële predatoren voor smolts zijn grote zaagbek, roofblei, snoekbaars en (aan de kust) gewone zeehond, grijze zeehond en zeebaars (geen gegevens). Bij de abiotische factoren staat de turbinemortaliteit centraal. Een kwantificering en differentiatie van de smoltverliezen in de Rijn en aan de kust is vooralsnog, als gevolg van de zwakke gegevensbasis, niet mogelijk (noodzaak aan onderzoek: zeer groot; beheersmaatregelen: dringend).

Aan de kust hebben de voor **terugkeerders** relevante predatoren gewone zeehond en grijze zeehond hun populaties sterk zien groeien. Kwalitatieve gegevens (wonden aan teruggekeerde zalmen) wijzen op predatiedruk. Uit internationale studies blijkt dat predatie van gewone en grijze zeehonden een potentieel significant negatief effect heeft op zalmpopulaties (smolts en volwassen dieren). Een andere toppredator is de meerval. De meervalpopulaties in het Rijnsysteem zijn fors gegroeid (net als onder meer in de Garonne en de Loire); tegelijkertijd is het bestand van grote en zeer grote dieren toegenomen. Volwassen meervallen (> ca. 150 cm) zoeken inmiddels zelf voorzieningen voor stroomopwaartse vismigratie op om te foerageren en zijn, zoals blijkt uit documentatie aan de vispassage in Iffezheim, verantwoordelijk voor een aanzienlijk verlies aan terugkeerders. 11,1-23,4% (Ø 19,8%) van de teruggekeerde zalmen vertoonde in 2022-2024 duidelijke beetsporen van meervallen, ruim de helft van de andere zalmen had niet nader te definiëren verwondingen, zoals schaafwonden, enz., die ze vermoedelijk hadden opgelopen bij vluchtpogingen (botsing met delen van voorzieningen voor stroomopwaartse vismigratie?). In de periode 1993-2016 is er in de vispassage in Golfech (Garonne, Frankrijk) nader onderzoek gedaan naar de predatie door meervallen. In 2016 bedroeg het predatiepercentage in de vispassage 35%; in totaal 82% van de teruggekeerde zalmen werd aangevallen. Naast zalmen hebben de meervallen in de Garonne zich ook gespecialiseerd op elft en zeeprik, hetgeen heeft

bijgedragen aan dramatische populatieverliezen. In de Rijn heeft tot dusver geen systematische inventarisatie plaatsgevonden (noodzaak aan onderzoek: zeer groot; beheersmaatregelen: dringend). Bij de abiotische stressoren komt het mortaliteitsrisico door botsing met scheepsschroeven in het vizier. Binnen de Rijnvloot zijn de voorbije jaren grote containerschepen (> 3.000 t), waar een bijzonder risico van uitgaat, sterk toegenomen in aantal. Fotomateriaal (Rijn) en een vergelijking met internationale studies (VS) tonen aan dat er in de Rijn bij verschillende vissoorten (inclusief de zalm) sprake is van niet nader kwantificeerbare, letale botsingen, die zich bij lage afvoeren blijkbaar vaker voordoen. Een niet kwantificeerbaar aantal teruggekeerde zalmen loopt lokaal ook schade op, doordat ze benedenstrooms van waterkrachtcentrales turbines inzwemmen. Hiernaar is geen systematisch onderzoek gedaan (noodzaak aan onderzoek: groot).

Naast de beschreven ontwikkelingen in de stressoren in het Rijnsysteem staat de achteruitgang van de zalmpopulaties ook in de context van een toegenomen **mariene sterfte**, die verantwoordelijk wordt gehouden voor de achteruitgang van een groot aantal zalmpopulaties in het noordelijke deel van de Atlantische Oceaan en die momenteel onderwerp is van studies. Voor de Rijnpopulaties ligt de mariene sterfte waarschijnlijk tussen de 29% en 41%. De visserijdruk op zee is vermoedelijk duidelijk gedaald. Over illegale activiteiten op zee en de factor visserij/visstropen in de Rijn (inclusief de kust) zijn er echter geen bruikbare gegevens (noodzaak aan onderzoek: groot).

Het wegen van de effecten van de aangewezen stressoren over de gehele levenscyclus van de zalm is onderhevig aan veel onzekerheden, gezien de actuele, ontoereikende gegevensbasis. Het effect van verschillende stressoren die verband houden met de afvoer of mogelijke gedragsaanpassingen van predatoren varieert tussen de jaren. Er bestaat weliswaar een nauwe, negatieve correlatie tussen vrijwel alle stressoren (scheepvaart, aalscholver, grote zaagbek, meerval, gewone zeehond, grijze zeehond; klimaatverandering en mariene mortaliteit) en de afnemende populatieontwikkeling van zalm in de Rijn - hetgeen ook werd bevestigd door de multivariate gegevensanalyse - maar de correlatiestructuur van de stressoren onderling liet ook nauwe, positieve correlaties zien, en alle aangewezen, potentiële stressoren namen in de loop der tijd in dezelfde richting toe. De bijdrage van de afzonderlijke stressoren aan de achteruitgang van de zalm kan hieruit daarom niet worden afgeleid, temeer omdat geen van de gebruikte datasets de effectprocessen van de stressoren direct in beeld brengt. Het bewijs van een feitelijk causaal verband kan echter alleen worden geleverd door middel van specifiek en gestandaardiseerd, internationaal gecoördineerd onderzoek. In de onderhavige studie worden in dit verband voorstellen voor onderzoek gedaan. Gelet op de dramatische bestandsdalingen worden er ondanks het beperkte bewijsmateriaal ook onmiddellijke beheersmaatregelen aanbevolen. Hiertoe behoort, naast uitgebreide habitatmaatregelen, het beheer van de genoemde predatoren en de bestrijding van illegale visserij ook de consequente ontmanteling van kleine waterkrachtcentrales en dwarsconstructies. Ook om de veerkracht van de wateren te vergroten (inclusief de reductie van warmtelozingen en stuwen, bevordering van schaduwwerking, natuurlijk herstel) zijn er ingrijpende maatregelen nodig.

Op basis van een deskundige beoordeling van literatuurstudies, data-evaluaties en fotografisch bewijsmateriaal is een *voorlopige* ranglijst gemaakt van de meest effectieve stressoren en hun potentiële ontwikkeling. Hierbij worden de stressoren "mariene sterfte" en "lage afvoer" gevolgd door "meervalpredatie", "passeerbaarheid", "aalscholverpredatie", "waterkracht", "scheepvaart", "habitatdegradatie", "overige predatie" en "visserij" (binnenland en kust) en andere stressoren van ondergeschikt belang.

De uitkomst van deze en andere studies wijst erop dat de herintroductie van de zalm in het Rijnsysteem alleen kan resulteren in een zichzelf in stand houdende populatie als er meer ecologische herstel- en beheersmaatregelen worden geïmplementeerd dan voorheen. Daarbij moeten alle relevante antropogene stressoren worden bestreden die een negatief effect hebben op de ontwikkeling van het bestand. Om prioriteiten te kunnen stellen, moet dringend de omvang van de effecten worden bepaald.

Inhoudsopgave

1. Taakstelling	14
1.1 Doel van het onderzoek	14
1.2 Gegevensbasis	14
1.3 Coördinatie-eenheden	14
2. Methodes	15
2.1 Berekening van smoltequivalenten (gestandaardiseerde uitzetinspanning)	15
2.2 Gegevensevaluatie en presentatie	15
2.3 Berekening van het verwachte aantal teruggekeerde zalmen	16
3. Uitgangssituatie	18
3.1 Uitzetinspanning	18
3.2 Bijdrage van wilde smolts aan de smoltproductie	20
3.3 Geteld aantal teruggekeerde zalmen, zeeforellen, elften, zeeprikken	21
3.3.1 Zalm coördinatie-eenheid 1 Duits-Franse Bovenrijn/Hoogrijn	21
3.3.2 Zalm coördinatie-eenheid 2 Middenrijn	21
3.3.3 Zalm coördinatie-eenheid 3 Duitse Nederrijn/Rijndelta	22
3.3.4 Synthese geteld aantal teruggekeerde zalmen, zeeforellen, elften, zeeprikken	23
3.4 Andere rivieren en regio's	26
4. Hypotheses	33
5. Bepaling en effect van stressoren	36
5.1 Biotische factoren	36
5.1.1 Aalscholver (<i>Phalacrocorax carbo sinenses</i>) en grote zaagbek (<i>Mergus merganser</i>)	36
5.1.2 Europese meerval (<i>Silurus glanis</i>)	40
5.1.3 Gewone zeehond (<i>Phoca vitulina</i>) en grijze zeehond (<i>Halichoerus grypus</i>)	43
5.1.4 Bruinvis (<i>Phocoena phocoena</i>)	45
5.1.5 Overige vissen als predatoren	45
5.1.6 Bultrugzalm (roze zalm)	45
5.2 Abiotische factoren	46
5.2.1 Afvoer	46
5.2.2 Temperatuur en zuurstof	48
5.2.3 Scheepvaart	51
5.2.4 Waterkracht en passeerbaarheid	54
5.2.4.1 Passeerbaarheid voor de stroomopwaartse vismigratie	54
5.2.4.2 Waterkracht	54
5.2.5 Elektromagnetische velden rondom onderzeese kabels	56
6. Classificatie van visschade bij terugkeerders	57
6.1 Botsingen met scheepsschroeven	57
6.2 Bijtonden door de meerval	57

6.3 Visschade door de gewone zeehond en de grijze zeehond	58
6.4 Visserij (vangst in netten en fuiken, handling).....	58
6.5 Waterkrachtturbines (<i>tailrace mortality</i>)	58
6.6 Zeeprik en rivierprik	59
6.7 Ziektes, parasieten en verontreinigende stoffen.....	59
7. Binnen- en kustvisserij	60
7.1 Hengelsport (illegale visserij, bijvangst).....	60
7.2 Kustvisserij (poaching, bijvangst)	61
8. Hybride vissen <i>Salmo salar</i> x <i>Salmo trutta</i> , kweekzalmen, genetica	61
8.1 Hybride vissen <i>Salmo salar</i> x <i>Salmo trutta</i>	61
8.2 Kweekzalmen	62
8.3 Genetica	62
9. Mariene mortaliteit	62
10. Statistische verbanden en multivariate statistiek	63
10.1 Afvoer en geteld aantal terugkeerders	63
10.1.1 Afvoer in het voorjaar	63
10.1.2 Afvoer over het jaar, in het najaar en in de zomer	65
10.2 Watertemperaturen en geteld aantal terugkeerders	66
10.3 Scheepvaart en geteld aantal terugkeerders.....	67
10.4 Abundantie van predatoren en geteld aantal terugkeerders.....	67
10.4.1 Aalscholver en grote zaagbek	67
10.4.2 Gewone zeehond en grijze zeehond	68
10.4.3 Meerval	68
10.4.4 Bruinvis	69
10.5 Vergelijking met trends bij de zeeforel in de Rijn	69
10.6 Vergelijking met trends in andere rivieren en regio's.....	69
10.7 Multivariate statistiek	69
11. Ruimtelijk effect en classificatie van stressoren	77
11.1 Ruimtelijk effect van stressoren	78
11.2 Classificatiesysteem voor de effecten van stressoren	86
12. Voorstellen voor maatregelen	88
12.2.1 Thermische belasting en afvoeren - veerkracht van de wateren in de context van klimaatverandering	88
12.2 Waterkracht en passeerbaarheid	89
12.3 Visschade door schepsschroeven	91
12.4 Predatoren	92
12.5 Visserij	93
12.6 Habitatmaatregelen	94
12.7 Vorstellen voor een gestandaardiseerde, grensoverschrijdende voortgangscontrole	95

13. Bibliografie	98
Verklarende woordenlijst	107

Bijlage I	Fotodocumentatie
Bijlage II	Tabellen, figuren en aanvullende teksten
Bijlage III	Multivariate statistiek
Bijlage IV	Summary
Bijlage V	Methodes

1. Taakstelling

1.1 Doel van het onderzoek

Sinds het einde van de jaren tachtig van de twintigste eeuw werken verschillende landen, Duitse deelstaten en Zwitserse kantons aan de herintroductie van de Atlantische zalm in het Rijnsysteem. Na aanvankelijke successen die tot uitdrukking kwamen in een toename van het aantal teruggekeerde vissen en een stijgend voortplantingssucces, stagneren de bestandscijfers inmiddels of nemen ze zelfs af. Dit lijkt ook andere anadrome trekvissoorten te treffen, zoals de elft, de zeeprik en de rivierprik, hetgeen erop wijst dat er in het leefgebied van het Rijnsysteem en aan de kust biotische en/of abiotische factoren tot ontwikkeling komen of versterkt worden die een negatief effect hebben op de trekvisbestanden. De genoemde trekvissoorten stellen weliswaar verschillende eisen aan hun habitat, en hun levenscyclus varieert in de ruimte en de tijd, maar zowel bij de stroomafwaartse migratie van de jonge stadia als bij de stroomopwaartse migratie delen ze de hoofdstroom van de Rijn, het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg (in mindere mate ook het IJsselmeer) als gezamenlijke migratieroute, en ook de zee is hun aller opgroeigebied tot ze geslachtsrijp worden.

Een centraal doel van de studie is het vergelijken van de bestandssituatie en de stressoren aan het begin van de jaren 2000 met de actuele situatie, d.w.z. het uitwerken van welke stressoren er bestaan (zo mogelijk met plaatsbepaling en rangschikking) en de afgelopen periode een groter effect hebben gekregen. Uit de resultaten zullen realistische, uitvoerbare aanbevelingen voor maatregelen worden afgeleid.

1.2 Gegevensbasis

De onderhavige studie heeft tot doel om mogelijke stressoren (biotische en/of abiotische factoren) aan te wijzen en, voor zover dit op basis van de beschikbare gegevens mogelijk is, kwantitatief te beoordelen. Daarbij wordt er op een ondersteunende manier gebruik gemaakt van kwalitatieve gegevens, zoals schadefrequentie en schadepatronen bij terugkeerders, die hetzij als dode dieren zijn gevonden, hetzij in controlestations of bij elektrobevissingen zijn geregistreerd. De plausibiliteit van de beoordelingen wordt ook ingeschat door een vergelijking te maken met ontwikkelingen in andere Europese riviersystemen waar zalmpopulaties leven (inclusief "mariene mortaliteit") en met een literatuuronderzoek naar de effecten en de intensiteit van de vermoedelijke stressoren. In de bekeken tijdreeks wordt de nadruk gelegd op de terugkeerders die zijn geteld in de periode 2000-2022, omdat in het jaar 2000 de eerste controlestations (Sieg/Buisdorf en Duits-Franse Bovenrijn/Iffezheim) met moderne voorzieningen voor stroomopwaartse vismigratie in gebruik zijn genomen en er toen is gestart met kwantitatieve gegevensverzamelingen. Tot slot wordt er in de analyse ook rekening gehouden met de uitzetinspanning (de door uitzet verkregen smoltproductie) in het Rijnsysteem.

1.3 Coördinatie-eenheden

Coördinatie-eenheid 1 omvat het Rijntraject van de Duits-Franse Bovenrijn en de Hoogrijn (C1). Coördinatie-eenheid 2 Middenrijn (C2) gaat van de monding van de Main tot bovenstrooms van de monding van de Sieg (de Weschnitz in Zuid-Hessen wordt in verband met de uitzetstam nog tot C2 gerekend). Coördinatie-eenheid 3 Duitse Nederrijn en Rijndelta (C3) omvat het onderste Rijntraject van de monding van de Sieg bij Bonn tot de monding in de Noordzee.

Analyse-aanpak



2. Methodes

Opmerking vooraf: De methodes worden uitvoerig beschreven in bijlage V.

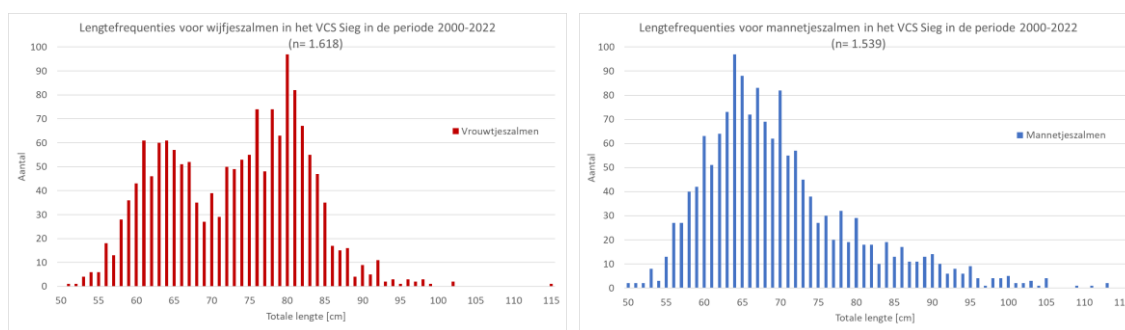
2.1 Berekening van smoltequivalenten (gestandaardiseerde uitzetinspanning)

Met behulp van een (binnen de ICBR afgesproken) omrekenmethode kan op basis van de tot dusver uitgevoerde uitzetmaatregelen de uitzetinspanning worden berekend en uitgedrukt in zogenaamde smoltequivalenten. Deze omrekening wordt gedaan om uitzetmaatregelen met verschillende levensstadia (van vissenei tot uittrekkende smolt), die in de vrije natuur afhankelijk van hun ontwikkelingsstadium en grootte ook een verschillende overleving kennen, te standaardiseren. Een smoltequivalent staat voor een zalm die zijn eerste groeifase (uiterlijk vanaf de eerste herfst) al in het wild heeft doorgebracht en op het punt staat om uit te trekken. De omrekeningsmethode wordt uitvoerig voorgesteld in bijlage V (zie daar ook tabel A1).

2.2 Gegevensevaluatie en presentatie

Bepaling van de zeewinteraandelen op basis van de totale lengte

De classificatie van de gemeten terugkeerders gebeurt op basis van de totale lengte; de lengteklassen worden afgeleid uit gegevensreeksen over zoveel mogelijk jaren. Hiervoor wordt er gebruik gemaakt van gegevens van de controlestations in Iffezheim en aan de Sieg, die sinds 2000 actief zijn (tabellen A2 en A3 in bijlage V).



Figuur 1: Zalm - lengtefrequenties voor vrouwtjes (bovenaan) en mannetjes (onderaan) in het vangst- en controlestation (VCS) Sieg (Noordrijn-Westfalen) en zeewinterclassificatie voor vrouwtjes en mannetjes (gegevens: LANUV) (zie tabel 1)

Verdeling van de uitgezette zalmen (uitgedrukt in smoltequivalenten) over zeewinteraandelen

In tabel 1 wordt een samenvatting gegeven van de berekende aandelen voor de twee genoemde periodes; daarbij moet worden bedacht dat de aandelen sterk schommelen tussen de jaren en dat het gaat om gemiddelden over relatief korte tijdreeksen. In bijlage V worden de methode en de gegevensbasis samengevat.

Tabel 1: Zeewinteraandelen bij de terugkeerders in de coördinatie-eenheden

Zeewinteraandelen (%)	C1 Duits-Franse Bovenrijn (op basis van gegevens van Iffezheim; ASR)		C2 en C3 Middenrijn en Duitse Nederrijn (op basis van gegevens van het VCS Sieg;	
Periode	2000-2006	Vanaf 2007	2000-2006	Vanaf 2007
1 ZW	51	18	68	52
2 ZW	38	53	18	20
3 ZW (+)	11	29	15	27

Inschatting van de natuurlijke voortplanting

De inschatting van de natuurlijke voortplanting wordt door de ICBR opgevraagd bij de projectpartners. De geleverde informatie is expert judgement die is gebaseerd op kwantitatieve, semikwantitatieve en kwalitatieve inventarisaties. Per rivier konden er 0 (geen natuurlijke voortplanting aangetoond) tot 4 (hoge dichtheid) punten worden gegeven. De genoemde dichtheden voor wilde zalm (hoofdstuk 3.2) zijn bijgevolg afhankelijk van het aantal ingeschatte rivieren, de bereikbaarheid daarvan, de bemonsteringsomvang en het expert judgement over de lokale dichtheden voor wilde zalm. Er kan weliswaar geen statistische evaluatie worden uitgevoerd op basis van de gegevens, maar ze kunnen wel worden gebruikt om de beoordeling van de totale ontwikkeling te controleren op plausibiliteit, in het bijzonder door de natuurlijke voortplanting te vergelijken met de terugkeerdersstatistiek (zie ook hoofdstuk 2.3).

2.3 Berekening van het verwachte aantal teruggekeerde zalmen

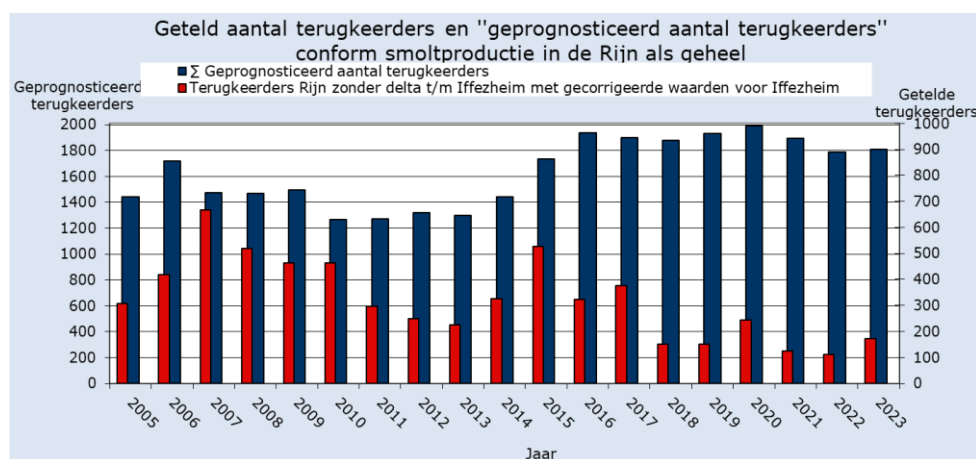
Om het aantal terugkeerders te kunnen schatten op basis van de achterliggende uitzetinspanning, wordt het verwachte aantal terugkeerders afgeleid van de uitgezette smoltequivalenten. Daarbij wordt als uitgangspunt een terugkeerpercentage van 1% vanaf het stadium van de uittrekkende smolt aangenomen. Omdat de smolts uit natuurlijke voortplanting bij gebrek aan gegevens niet konden worden gekwantificeerd, wordt er in de evaluatie geen rekening gehouden met deze "wilde smolts" (zie figuur 7). De tool (op basis van Excel) voor de berekening van smoltequivalenten en de hiermee verbonden jaarlijkse terugkeerprognose voor de daaropvolgende jaren is weergegeven in tabel A5 in bijlage V. Figuur 2 bevat bij wijze van voorbeeld een grafische weergave van "getelde terugkeerders" versus "verwachte terugkeerders". Hoe meer deze twee waarden van elkaar afwijken, hoe meer het terugkeerpercentage afwijkt van 1% (waarde die is afgesproken als uitgangspunt voor de berekeningen). Als het daadwerkelijke aantal terugkeerders (tellingen) daalt ten opzichte van het op basis van de uitzetinspanning geprognosticeerde aantal terugkeerders, dan

daalt het terugkeerpercentage (en omgekeerd). De ontwikkeling wordt grafisch voorgesteld als "Aandeel getelde terugkeerders in relatie tot de prognose" (in procent).

De verdeling van de zalmen in één uitzetgroep over de verschillende levensstadia is weergegeven in tabel 2.

Tabel 2: Verdeling van de zalmen in één uitzetgroep over de verschillende levensstadia; zie smoltequivalenten in tabel A1 in bijlage V

Jaar	LC 0+-uitzet	LC 1 parr-uitzet	LC 1 & 2 smolt-uitzet	Terugkeerders 1 ZW	Terugkeerders 2 ZW	Terugkeerders 3 ZW
0	Groeien op	Groeien op	100% trekt uit			
1	50% trekt uit (1)	100% trekt uit				
2	50% trekt uit (2)			uit 1 ^e uittrek		
3				uit 2 ^e uittrek	uit 1 ^e uittrek	
4					uit 2 ^e uittrek	uit 1 ^e uittrek
5						uit 2 ^e uittrek



Figuur 2: Voorbeeldfiguur op basis van de gegevens voor de "Rijn als geheel"

Werkwijze

1. Combinatie van de uitgezette smoltequivalenten met de getelde terugkeerders inclusief differentiatie van het aantal terugkeerders op basis van het aantal zeewinters (duur van de mariene fase) (voor zover dit laatste punt mogelijk is met de beschikbare gegevens)
2. Regressieanalyse voor de bepaling van het verband tussen de uitzetinspanning en het aantal terugkeerders (trend) voor de Rijn en representatieve stroomgebieden
3. Evaluatie en beoordeling van de populatieontwikkeling van andere anadrome soorten in het Rijnsysteem om mogelijke analogieën te verkennen
4. Onderzoek naar trends in de visstand en versturende variabelen in andere riviersystemen (zalm) om mogelijke analogieën te verkennen

5. Identificatie en, zo mogelijk (op basis van de beschikbare gegevens), lokalisatie en statistisch bewijs van factoren die een negatieve invloed hebben op de bestandsgroottes en waarvan de invloed in het verleden even negatief was (stabiele verstorende variabelen)
6. Identificatie en, zo mogelijk (op basis van de beschikbare gegevens), lokalisatie en statistisch bewijs van factoren die een *steeds groter wordende* negatieve invloed hebben op de bestandsgroottes en waarvan de invloed in het verleden kleiner of van ondergeschikt belang was (verstorende variabelen waarvan het effect toeneemt)
7. Identificatie en, zo mogelijk (op basis van de beschikbare gegevens), lokalisatie en statistisch bewijs van factoren die een *steeds kleiner wordende* negatieve invloed hebben op de bestandsgroottes en waarvan de invloed in het verleden groter was (verstorende variabelen waarvan het effect afneemt)
8. Identificatie van kennislacunes, concrete behoefte aan onderzoek (rekening houdend met reeds beschikbare nationale en internationale studies)
9. Ontwikkeling van concrete voorstellen voor maatregelen (gedifferentieerd naar effectiviteit voor de stadia zoetwaterfase, stroomafwaartse migratie en stroomopwaartse migratie) inclusief inschatting van de effectiviteit van deze maatregelen, de kans dat ze worden uitgevoerd en het toe te passen tijdschema. De prioritering gebeurt in drie categorieën: effectiviteit van de maatregel op de ontwikkeling van de populatie; uitvoerbaarheid van de maatregel; tijds kader voor de haalbaarheid
10. Uitwerking van een voorstel voor gestandaardiseerde, grensoverschrijdende voortgangscontroles

Statistiek

De verzamelde en gecontroleerde datasets worden samengevoegd in Excel-tabellen. Afhankelijk van de beschikbare gegevens en de bestudeerde kwestie worden de gegevens geaggregeerd dan wel gesplitst in deeldatasets.

Over het geheel genomen is het primaire doel van de statistische analyses om op basis van de beschikbare sets met gegevens van voldoende kwaliteit de sleutelfactoren aan te wijzen die een bepalende invloed hebben op de terugkeercijfers. Zo mogelijk zullen de zodoende verkregen sleutelfactoren worden gewogen op relevantie en zullen hun statistisch onafhankelijke invloeden worden bepaald. De keuze van de datasets die voor de analyse worden gebruikt, is gebaseerd op de hypothese die moet worden nagegaan en op de gegevenskwaliteit. Er worden zowel univariate analyses uitgevoerd (in de regel op basis van lineaire modellen) alsook multivariate analyses (bijv. principale componentenanalyse, multiële regressie).

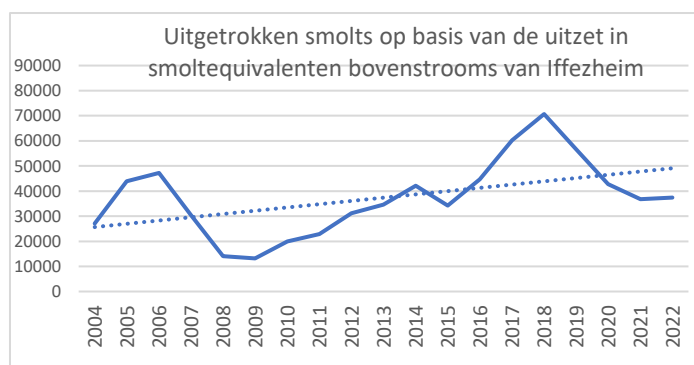
3. Uitgangssituatie

3.1 Uitzetinspanning

De uitzetinspanning is geëvalueerd voor de Rijn (als geheel) en voor acht subgroepen met monitoringstations; in tabel A7.1 in bijlage V worden de uitgezette smoltequivalenten samengevat, in tabel A.7.2 in bijlage V het jaarlijkse aantal uittrekkende smolts dat is berekend op basis van tabel A7.1. In de Rijndelta vinden er geen uitzetmaatregelen met zalm plaats.

Coördinatie-eenheid 1 Duits-Franse Bovenrijn / Hoogrijn

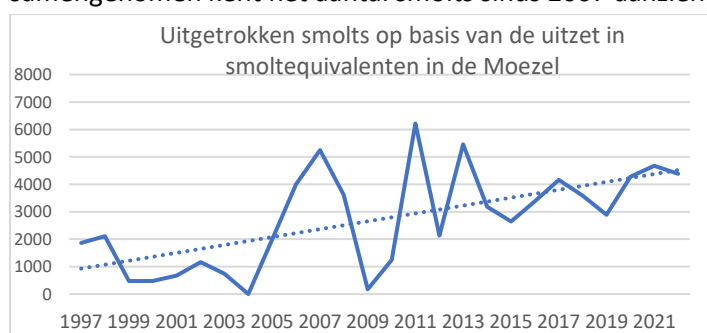
In coördinatie-eenheid 1 vindt er sinds 2000 een stelselmatige registratie van terugkeerders plaats aan de stuw van Iffezheim. In figuur 3 wordt het aantal smolts conform de uitzetinspanning bovenstrooms van het controlestation weergegeven. Tot 2018 neemt het aantal smolts toe, daarna neemt het af.



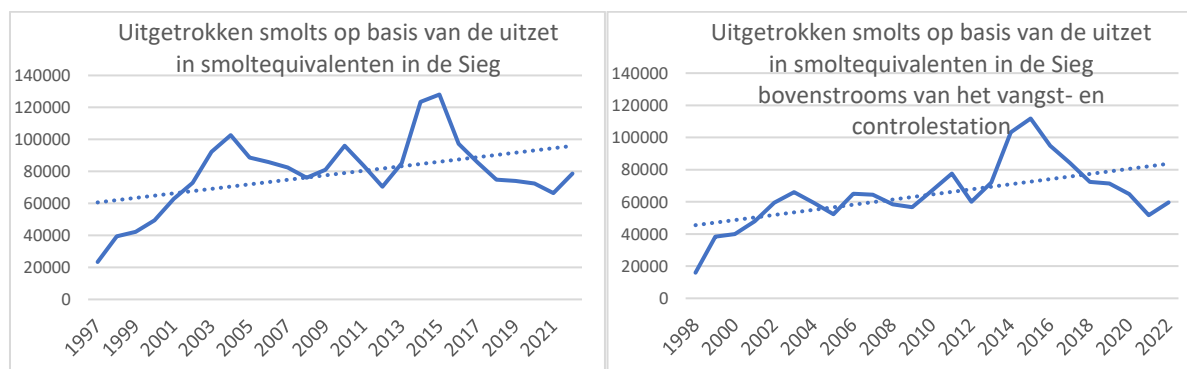
Figuur 3: Smoltproductie op basis van de uitzetinspanning bovenstrooms van het controlestation in Iffezheim

Coördinatie-eenheden 2 en 3 Middenrijn / Duitse Nederrijn

In coördinatie-eenheid 2 vindt er sinds 1992 een stelselmatige registratie van terugkeerders plaats aan de stuw van Koblenz (Moezel). De vispassage is in 2011 omgebouwd. In figuur 4 wordt het aantal smolts conform de uitzetinspanning bovenstrooms van het controlestation Moezel/Koblenz weergegeven. Alles samengenomen kent het aantal smolts sinds 2007 aanzienlijke schommelingen.



Figuur 4: Smoltproductie op basis van de uitzetinspanning bovenstrooms van het controlestation Moezel/Koblenz



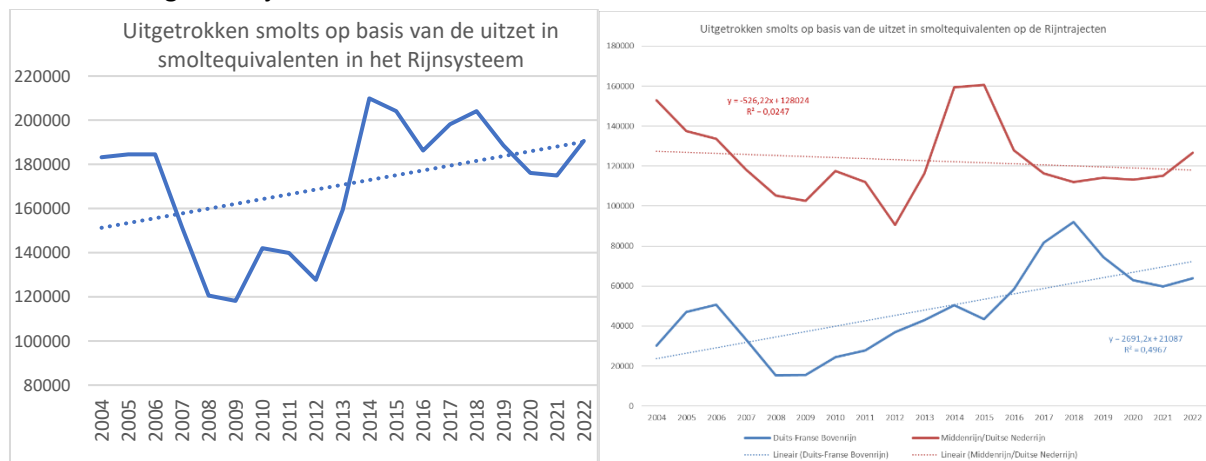
Figuur 5: Smoltproductie op basis van uitzetinspanning in de Sieg; links: totaal; rechts: deel bovenstrooms van het VCS Sieg/Buisdorf

De uitzetinspanning in de Sieg (coördinatie-eenheid 3) is onderhevig aan sterke schommelingen. In de jaren 2012-2014 was de uitzetinspanning het grootst, hetgeen de jaren daarop tot een toenemend aantal uittrekkende dieren heeft geleid. Over het geheel genomen is de trend sinds 2015 licht dalend. De uitzetinspanning *bovenstrooms* van het VCS, die relevant is voor het aantal terugkeerders dat aan het controlestation wordt geteld, is sinds 1997 toegenomen; het grootste aantal uittrekkende dieren is in 2015 bereikt (figuur 5).

Synthese uitzetinspanning en smoltproductie

In figuur 6 wordt de uitzetinspanning in het Rijnsysteem weergegeven. Het aantal smolts uit uitzet is sinds 2012 toegenomen in het Rijnsysteem (figuur 6, links); sindsdien is het aantal uittrekkende dieren

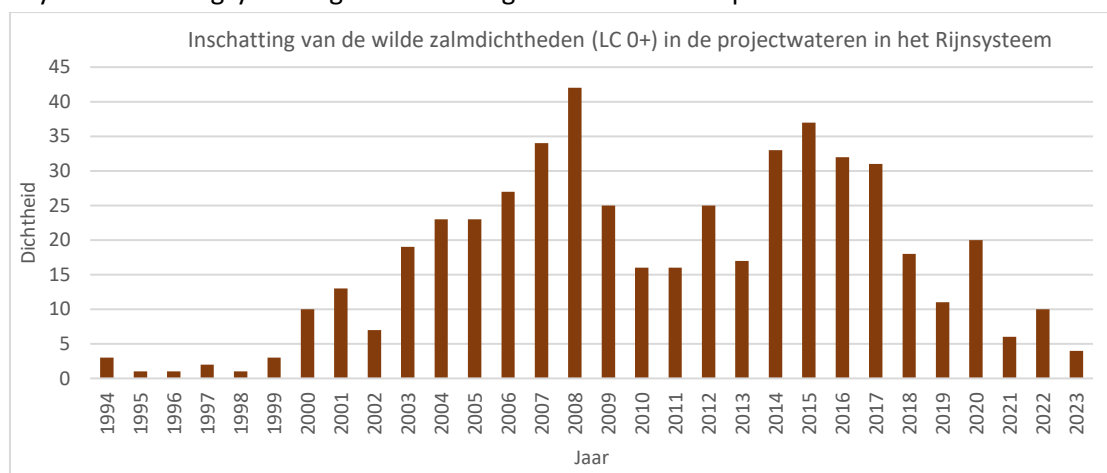
ongeveer op hetzelfde niveau gebleven. Als de coördinatie-eenheden apart worden bekeken (figuur 6, rechts), is er bij de Duits-Franse Bovenrijn sprake van een lichte toename in de uitzetinspanning (met een piek in 2018); in de Middenrijn en de Duitse Nederrijn is er een lichte daling tussen 2004 en 2012, daarna een lichte stijging. Vanaf 2016 is het aantal stroomafwaarts trekkende dieren uit uitzetmaatregelen vrijwel in evenwicht.



Figuur 6: Smoltproductie op basis van de uitzetinspanning in het Rijnsysteem 2002-2020

3.2 Bijdrage van wilde smolts aan de smoltproductie

In de jaren 2000-2008 en 2014-2017 was er volgens expert judgement sprake van relatief hoge wilde zalmdichtheden. Als belangrijkste voortplantingsgebieden werden de Bruche (Illsysteem) en het Saynbach- en Siegsysteem genoemd. In figuur 7 is het verloop tussen 1994 en 2022 te zien.



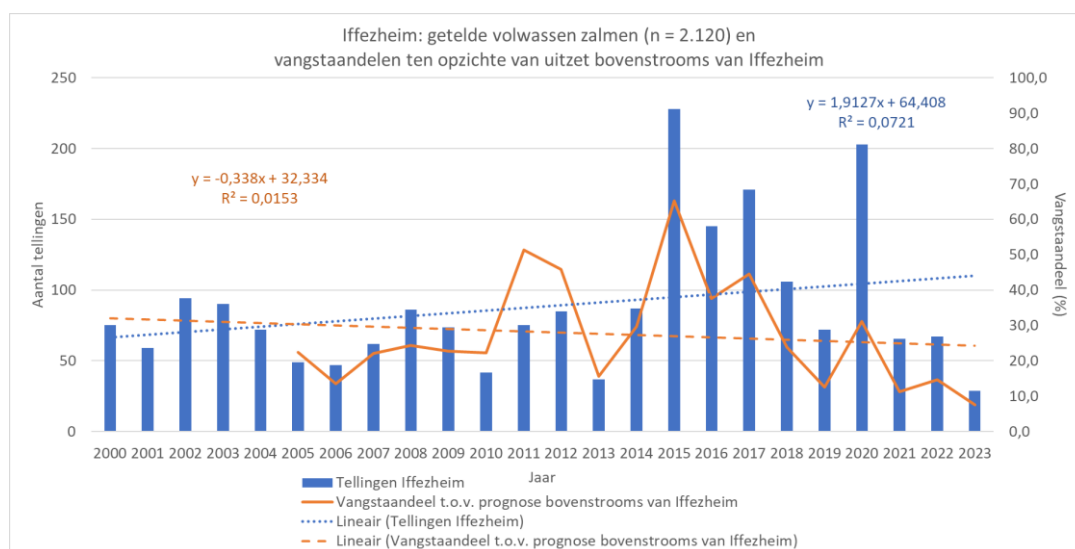
Figuur 7: Inschatting van de wilde zalmdichtheden in het Rijnsysteem. Per rivier konden er 0 (geen natuurlijke voortplanting aangetoond) tot 4 (hoge dichtheid) punten worden gegeven. De genoemde wilde zalmdichtheden zijn afhankelijk van het aantal ingeschatte rivieren, de bereikbaarheid daarvan, de bemonsteringsomvang en het expert judgement over de lokale wilde zalmdichtheden, en zijn bijgevolg gebaseerd op semikwantitatieve gegevens.

Beoordeling: Uit de gegevens voor het Rijnsysteem blijkt dat een afnemende uitzetinspanning zonder twijfel kan worden uitgesloten als oorzaak van de in hoofdstuk 4 beschreven daling in het aantal teruggekeerde zalmen in het Rijnsysteem (als geheel), en in de Sieg, de Moezel en Iffezheim. Aan de Sieg, de Ahr en de Bruche (Illsysteem) moeten er bovendien tussentijds grote aandelen smolts uit natuurlijke voortplanting worden meegerekend. Deze tussentijds relatief hoge, echter niet nader kwantificeerbare productie van wilde smolts zou bij de interpretatie van de ontwikkeling van het aantal terugkeerders moeten worden toegevoegd aan de uitzetinspanning in het Rijnsysteem als geheel.

3.3 Geteld aantal teruggekeerde zalmen, zeeforellen, elften, zeeprikken²

3.3.1 Zalm coördinatie-eenheid 1 Duits-Franse Bovenrijn/Hoogrijn³

In figuur A1 in bijlage II is het aantal teruggekeerde zalmen weergegeven dat is geteld in de controlestations in Iffezheim en Gambenheim. In beide stations is in de jaren 2015 en 2020 het hoogste aantal terugkeerders geregistreerd. In 2021 en 2022 zijn er relatief weinig terugkeerders geteld. Het "slechtste" jaar was 2013 (in 2006 is de monitoring in Gambenheim pas in april van start gegaan). In figuur A2 in bijlage II is het getelde aantal terugkeerders en de prognose van de "verwachte terugkeerders" conform de uitzetinspanning weergegeven. Uitgaande hiervan had het aantal terugkeerders vanaf 2012 sterk moeten toenemen. Vanaf 2015 koppelt deze ontwikkeling zich los en is er sprake van een daling in de tellingen ten opzichte van de prognose. In 2015 werd 69% van de verwachte terugkeerders geregistreerd, in 2021 was dat alleen nog maar 10%, in 2022 bedroeg het aandeel gevangen dieren ten opzichte van de prognose 12,5% (figuur 8). In Iffezheim is het aantal terugkeerders dus niet gestegen, ondanks een toename in de uitzetinspanning tussen 2015 en 2018.



Figuur 8: Getelde terugkeerders in Iffezheim en vangstaandelen conform de prognose van de "verwachte terugkeerders" op basis van de uitzetinspanning bovenstrooms van Iffezheim. Vanaf 2015 daalt het vangstaandeel.

3.3.2 Zalm coördinatie-eenheid 2 Middenrijn

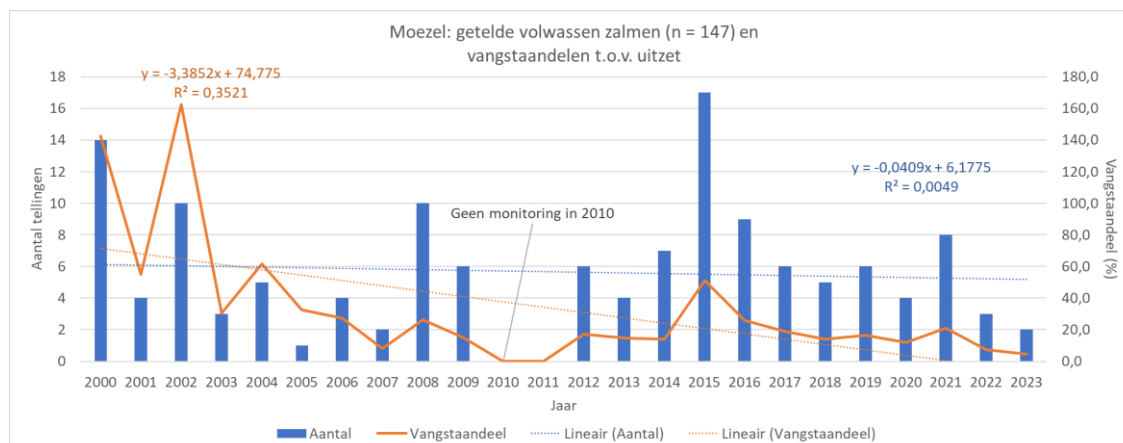
In figuur A3 in bijlage II is het getelde aantal teruggekeerde zalmen in het controlestation Moezel/Koblenz weergegeven. In de jaren 2000 en 2015 zijn de hoogste aantallen terugkeerders geregistreerd. In 2005 en 2007 zijn er relatief weinig terugkeerders geteld. Het "slechtste" jaar was 2005.

In figuur A4 in bijlage II is het getelde aantal terugkeerders en de prognose van de "verwachte terugkeerders" conform de uitzetinspanning weergegeven. Uitgaande hiervan had het aantal terugkeerders vanaf 2006 sterk moeten toenemen, hetgeen echter niet is gebeurd. Na 2015 koppelt de ontwikkeling zich los en is er sprake van een daling in de tellingen ten opzichte van de prognose. In 2015 werd 51% van de verwachte terugkeerders geregistreerd, daarna alleen nog maar 26 tot 5%. De hoogste waarde werd in 2002 bereikt met een registratiescore van 162% (figuur 9). In de Moezel is het aantal

² Op basis van de ICBR-statistiek, stand 29 januari 2024

³ Iffezheim: de tellingen zijn uitgevoerd door: Büro für Fischereibiologie & Ökologie, Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V., Association Saumon-Rhin en Onema onder toezicht van het Regeringspresidium Karlsruhe; Gambenheim: Saumon-Rhin, Regeringspresidium Freiburg en Landesfischereiverband Baden onder toezicht van Onema.

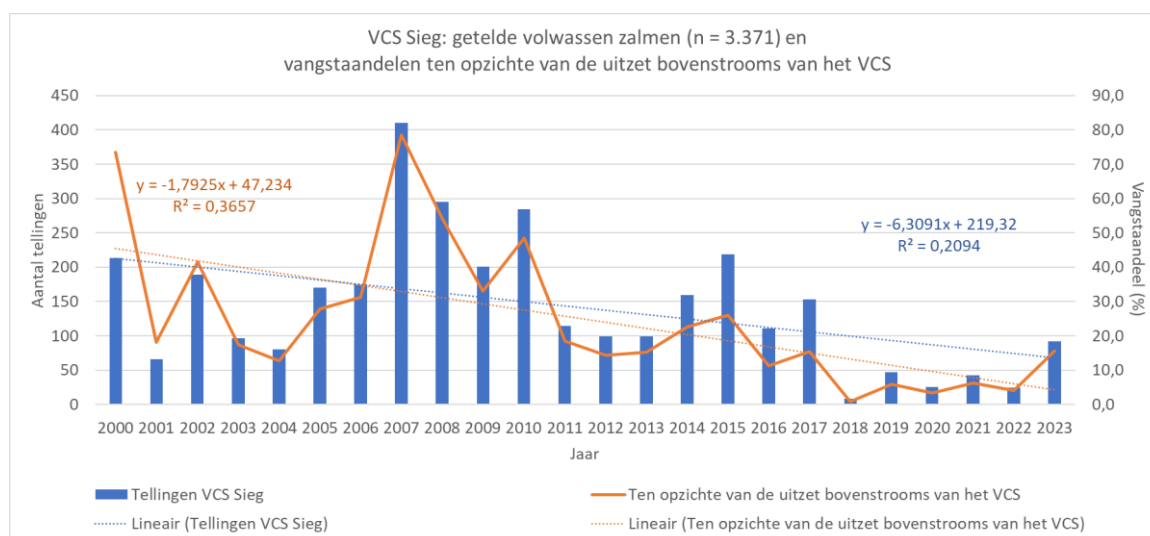
terugkeerders dus niet gestegen, ondanks een toename in de uitzetinspanning. Net als in Iffezheim daalt de trend na 2015.



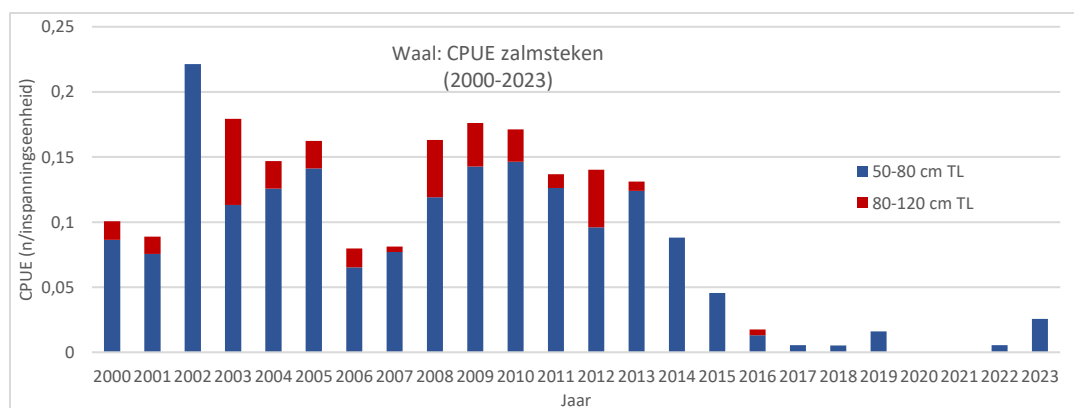
Figuur 9: Getelde terugkeerders in de Moezel en vangstaandeel conform de prognose van de "verwachte terugkeerders" op basis van de uitzetinspanning in het Moezelsysteem bovenstrooms van Koblenz

3.3.3 Zalm coördinatie-eenheid 3 Duitse Nederrijn/Rijndelta

In figuur A5 in bijlage II is het getelde aantal teruggekeerde zalmen in het controlestation VCS Sieg weergegeven. In de jaren 2007 en 2008 zijn de hoogste aantallen terugkeerders geregistreerd. Vanaf 2018 zijn er relatief weinig terugkeerders geteld. Het "slechtste" jaar was 2018. In 2023 was er enigszins sprake van een herstel; hierbij dient te worden bedacht dat de vangsteffectiviteit in het VCS als gevolg van hoogwater beperkt was. Over het geheel genomen is de trend neerwaarts. In figuur 10 en in figuur A6 in bijlage II wordt duidelijk dat het terugkeerpercentage als geheel sterk daalt in de Sieg (er is alleen rekening gehouden met uitzet bovenstrooms van Buisdorf). Terwijl in 2007 nog bijna 80% van de verwachte terugkeerders werd geregistreerd, daalde dit aandeel tot 2022 naar 4%; in het droge, extreme jaar 2018 was dit zelfs alleen nog 0,8% (hetgeen echter mede te wijten was aan slechte optrek- en vangstomstandigheden). Andere hoge waarden zijn in 2000 (79%), in 2008 (49%) en in 2010 (44%) gemeten. In de Sieg is het aantal terugkeerders na 2007 dus fors gedaald, ondanks een toename in de uitzetinspanning. Net als in Iffezheim en aan de Moezel laat het jaar 2015 in het voorbije decennium een piek zien.



Figuur 10: Getelde terugkeerders in het VCS Sieg en vangstaandeel conform de prognose van de "verwachte terugkeerders" op basis van de uitzetinspanning in de bovenloop van het Siegsysteem (zonder de Agger en andere zijrivieren benedenstrooms van het VCS). Sinds 2007 daalt het vangstaandeel. (Gegevens: LANUV NRW)



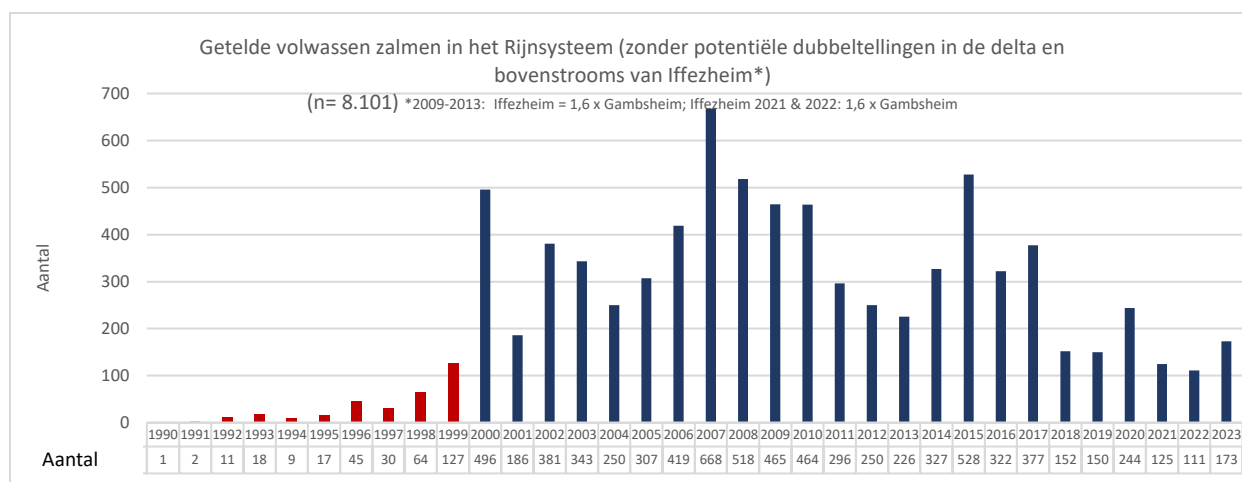
Figuur 11: Teruggekeerde zalmen bij onderzoeken in de Waal (gegevens: VAN RIJSSEL *et al.*, 2023; 2024)

In de Waal heeft er in de periode 1997-2022 onderzoek naar stroomopwaartse vismigratie plaatsgevonden. In figuur 11 zijn de vangsten met zalmsteken in de Bovenrijn-Waal weergegeven als CPUE (n/fuik/24u). De monitoringsperiode omvat zes weken in oktober/november en zes weken in mei/juni/juli. De gegevens laten na 2014 al een zeer sterke achteruitgang zien (VAN RIJSSEL *et al.*, 2023; 2024). Anders dan in Iffezheim, de Sieg en de Moezel is er in de Waal in 2015 geen sprake van een piek in het aantal terugkeerders met vervolgens een afname (zie figuur A7). In de Waal kan daarentegen in de periode 2014-2015 al een duidelijke daling in het aantal tellingen worden waargenomen. Of de daling de afgelopen jaren reël was of dat de monitoringsperiode en het migratietijdstip van de zalmen niet meer bij elkaar pasten, kan niet worden gezegd.

3.3.4 Synthese geteld aantal teruggekeerde zalmen, zeeforellen, elften, zeeprikken

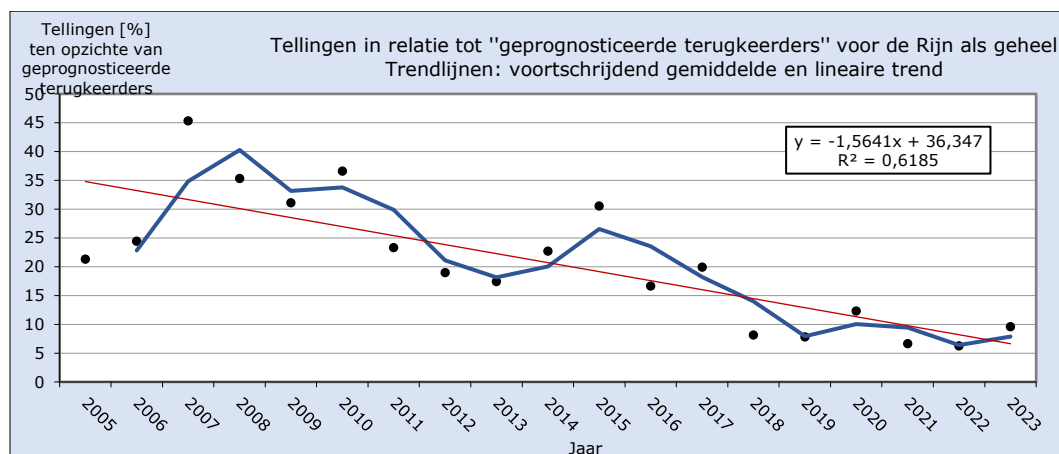
Zalm:

Volgens niet-gecorrigeerde cijfers van de ICBR zijn er sinds 1990 in totaal 10.763 volwassen zalmen geregistreerd in het Rijnsysteem. In verband met mogelijke latere dubbeltellingen na een eerste registratie in de delta en de grote kans op dubbeltellingen in de verschillende vangststations op de Duits-Franse Bovenrijn bovenstrooms van Iffezheim, mogen er alleen gegevens worden gebruikt waarvan het zo goed als zeker is dat het gaat om eerste registraties. Gelet op het voorgaande wordt hieronder geen rekening gehouden met de gegevens van de delta en van hetzij Gamsheim, hetzij Iffezheim en verder bovenstrooms. Verder zijn er in Iffezheim lacunes in de gegevens; deze zijn - na een vergelijking van de tellingen in Iffezheim en Gamsheim (representatieve waarden) - telkens gecompenseerd door geschatte waarden, waarbij Iffezheim = 1,6 x Gamsheim. In Iffezheim is de monitoring tijdens de inbouw van de vijfde turbine gepauzeerd. Van april 2009 t/m oktober 2013 en in het jaar 2018 was de werking van de vispassage beperkt. In deze jaren (behalve in 2018) is Iffezheim meegenomen als de waarde van Gamsheim x 1,6 (komt overeen met de verhouding in representatieve jaren). Voor 2018 (met een berekende waarde van 78) is de voorkeur gegeven aan de hogere waarde van Iffezheim (106). Deze correcties leiden tot een totaal aantal individuele terugkeerders van 7.777 in de periode 2000-2023 (2.986 dieren minder dan in de ICBR-statistiek) (blauwe staven in figuur 12; figuur A7 in bijlage II). Het aantal zalmen is hier zeker onderschat, want de werkzaamheden in Iffezheim hadden onvermijdelijk ook effecten op Gamsheim. In de onderhavige studie zijn alle statistische analyses gebaseerd op de in figuur 12 weergegeven "gecorrigeerde" dataset, beginnend bij het jaar 1998 (Moezel) dan wel 2000 (controlestations Sieg, Iffezheim). Figuur A7 in bijlage II laat voor de tijdreeks 2000-2022 (2000 komt overeen met de ingebruikneming van de controlestations in Iffezheim en VCS Sieg) een neerwaartse trend zien.



Figuur 12: Zalm: terugkeerdersstatistiek, tijdreeks 1990-2023; blauw: tijdreeks 2000-2023 (komt overeen met de ingebruikneming van de controlestations in Iffezheim en VCS Buisdorf/Sieg). Opmerking: In Iffezheim was de werking van de vispassage van april 2009 tot en met oktober 2013 en in het jaar 2018 sterk beperkt; dit heeft ook gevolgen gehad voor het aantal terugkeerders in Gamsheim.

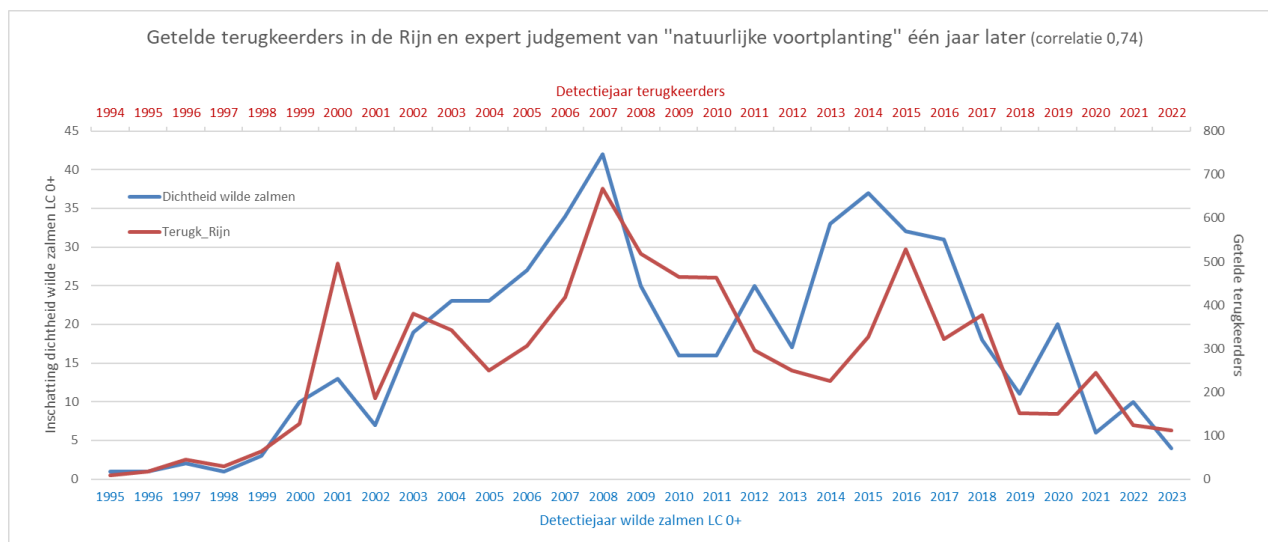
In figuur A8 in bijlage II is het getelde aantal terugkeerders in het Rijnsysteem en de prognose van de "verwachte terugkeerders" conform de uitzetinspanning in het Rijnsysteem als geheel weergegeven. Net als bij de afzonderlijke controlestations (zie figuren 8, 9 en 10) is de trend ook hier zeer duidelijk neerwaarts. Vanaf 2014 had het aantal terugkeerders moeten toenemen, maar in 2015 koppelt de ontwikkeling zich los en is er sprake van een daling in de tellingen ten opzichte van de prognose (figuur 13). In 2015 werd 31% van de verwachte terugkeerders geregistreerd, in 2022 was dit alleen nog maar 6,2%. De hoogste waarde werd in 2007 bereikt: 45,3%.



Figuur 13: Geteld aantal terugkeerders in het Rijnsysteem en prognose van de "verwachte terugkeerders" conform de uitzetinspanning in het Rijnsysteem als geheel

Voorlopig resultaat: Tot het jaar 2015 bestaat er een nauw verband tussen de uitzetinspanning (smoltequivalenten) en het aantal terugkeerders (zie figuur 28). Na 2015 daalt het aantal terugkeerders, hoewel de uitzet niet vermindert of zelfs licht toeneemt.

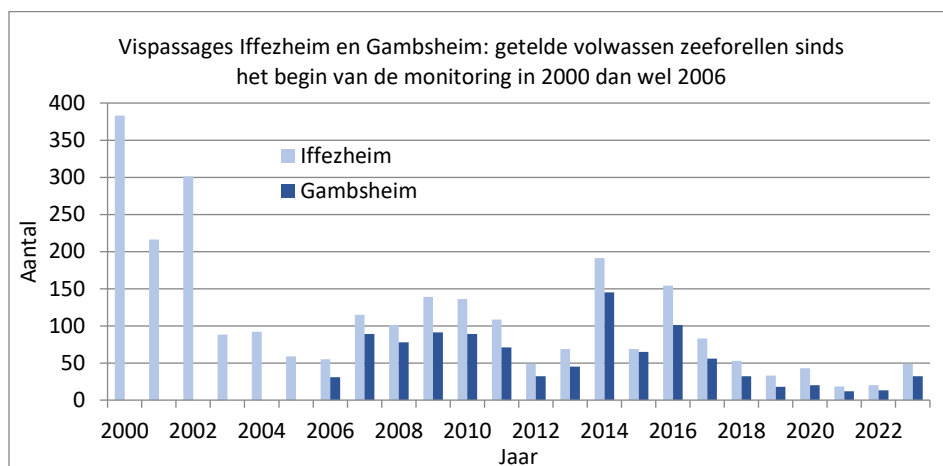
De negatieve ontwikkeling in het aantal terugkeerders is ook duidelijk zichtbaar in de omvang van de natuurlijke voortplanting (waarden op basis van expert judgement; zie hoofdstuk 3.3) (figuur 14).



Figuur 14: Geregistreerde teruggekeerde zalmen en aanwezigheid van wilde zalmen één jaar later

Zeeforel:

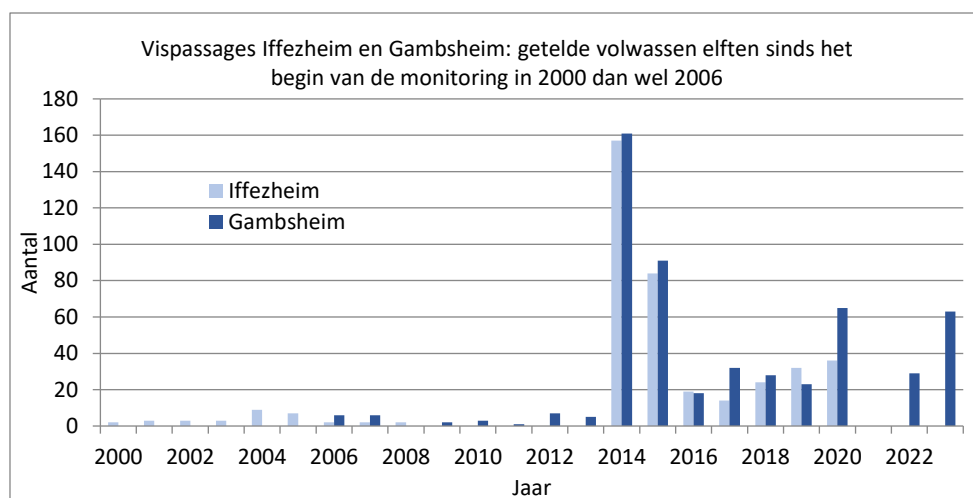
Uit de gegevens van de controlestations Iffezheim en Gamsheim blijkt voor de zeeforel een duidelijk neerwaartse bestandstrend (figuur 15).



Figuur 15: Teruggekeerde zeeforellen in Iffezheim (bovenaan; 2021-2023 schattingen) en Gamsheim (onderaan). In Iffezheim was de werking van de vispassage van april 2009 tot en met oktober 2013 en in het jaar 2018 sterk beperkt; dit heeft ook gevolgen gehad voor het aantal terugkeerders in Gamsheim.

Elft:

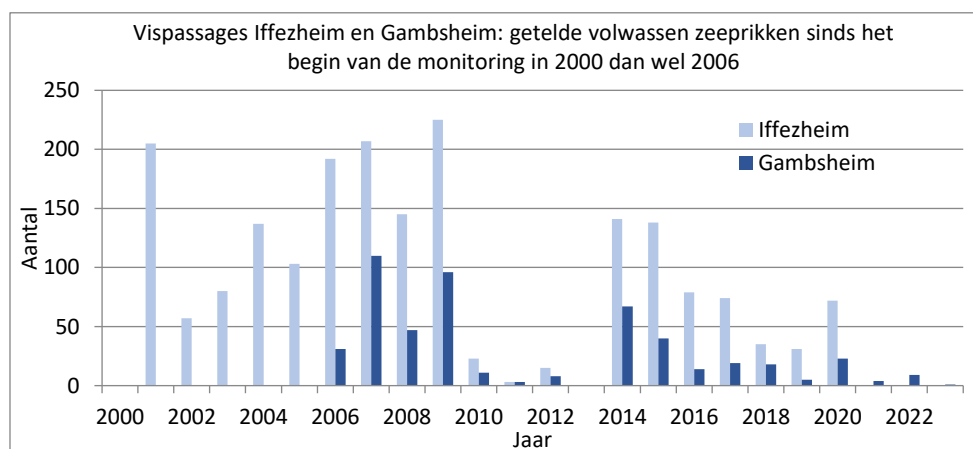
Sinds 2008 wordt de elft in het Rijnsysteem intensief ondersteund met uitzet. Na een initiële, steile toename van het aantal terugkeerders (2014, 2015) is er sprake van een duidelijke afname. In 2021 waren de tellingen zelfs lager dan in de periode 2004-2007 (vóór de start van de uitzetmaatregelen) (zie figuur A9 in bijlage II). De beschreven negatieve trend kan ook worden afgelezen aan de monitoringgegevens in de controlestations in Iffezheim en Gamsheim (figuur 16).



Figuur 16: Teruggekeerde elften in Iffezheim (bovenaan; 2021-2023 geen gegevens) en Gamsheim (onderaan). In Iffezheim was de werking van de vispassage van april 2009 tot en met oktober 2013 en in het jaar 2018 sterk beperkt; dit heeft ook gevolgen gehad voor het aantal terugkeerders in Gamsheim.

Zeeprrik:

Over de ontwikkeling van het zeeprrikbestand in de Rijn zijn er alleen onvolledige gegevens. De beste gegevens komen van de controlestations in Iffezheim en Gamsheim (figuur 17). Deze cijfers wijzen uit dat er sprake is van een duidelijk neerwaartse trend in het bestand. Wat opvalt, is een extreme afname in de tellingen in de periode 2010-2013. De werking van de vispassage in Iffezheim was van april 2009 tot en met oktober 2013 en in het jaar 2018 evenwel sterk beperkt.

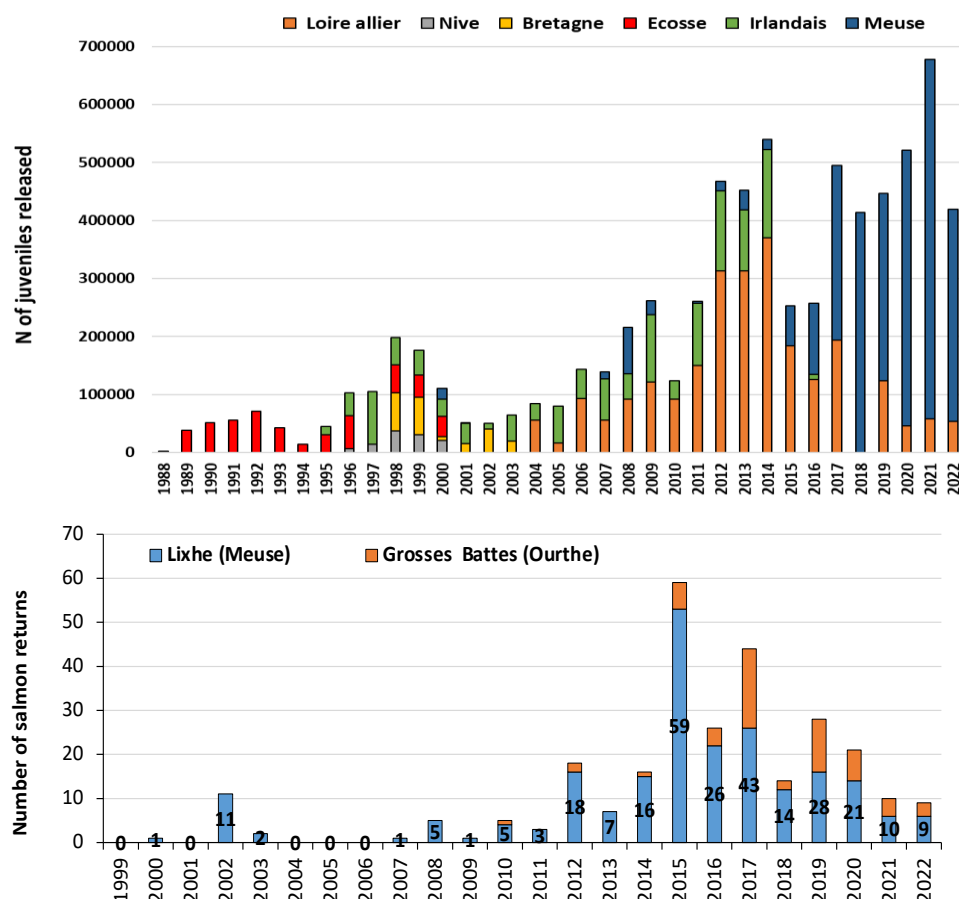


Figuur 17: Teruggekeerde zeeprikken in Iffezheim (2021-2023 geen gegevens) en Gamsheim. In Iffezheim was de werking van de vispassage van april 2009 tot en met oktober 2013 en in het jaar 2018 sterk beperkt; dit heeft ook gevolgen gehad voor het aantal terugkeerders in Gamsheim.

3.4 Andere rivieren en regio's

Maas

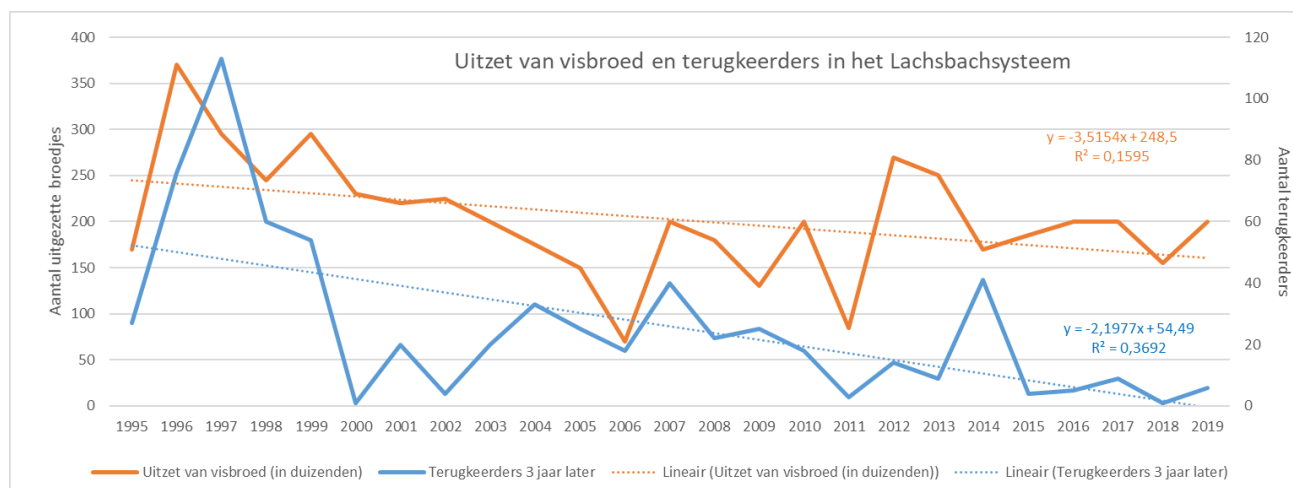
In de Maas neemt het aantal teruggekeerde zalmen sinds 2016 af, ondanks de over het geheel genomen duidelijk groeiende uitzetcijfers (vanaf 2003) en het toenemende gebruik van eigen terugkeerders vanaf 2015 (figuur 18). De oorzaken hiervan zijn onbekend, wellicht gaat het om een combinatie van verschillende stressoren, zoals in de Rijn. Zoals in de Rijn is er ook in de Maas in 2015 een piek opgetekend.



Figuur 18: Aantal uitgezette zalmen (links) en aantal getelde teruggekeerde zalmen (rechts) in het Maassysteem (figuren: BENITEZ, *et al.*, 2022)

Elbe

Het herintroductieproject in de Lachsbach in Sachsen (Elbesysteem), dat hier bij wijze van voorbeeld wordt bekeken, is het oudste project in het stroomgebied van de Elbe. In de Lachsbach neemt het aantal teruggekeerde zalmen over het geheel genomen af, ondanks de vrijwel constante uitzetcijfers sinds 2003 (figuur 19). De oorzaken hiervan zijn onbekend, wellicht gaat het om een combinatie van verschillende stressoren, deels zoals in de Rijn. Echter is er - anders dan in de Rijn en de Maas (en ook de Loire, zie figuren 20 en 21) - in 2015 geen piek geregistreerd.

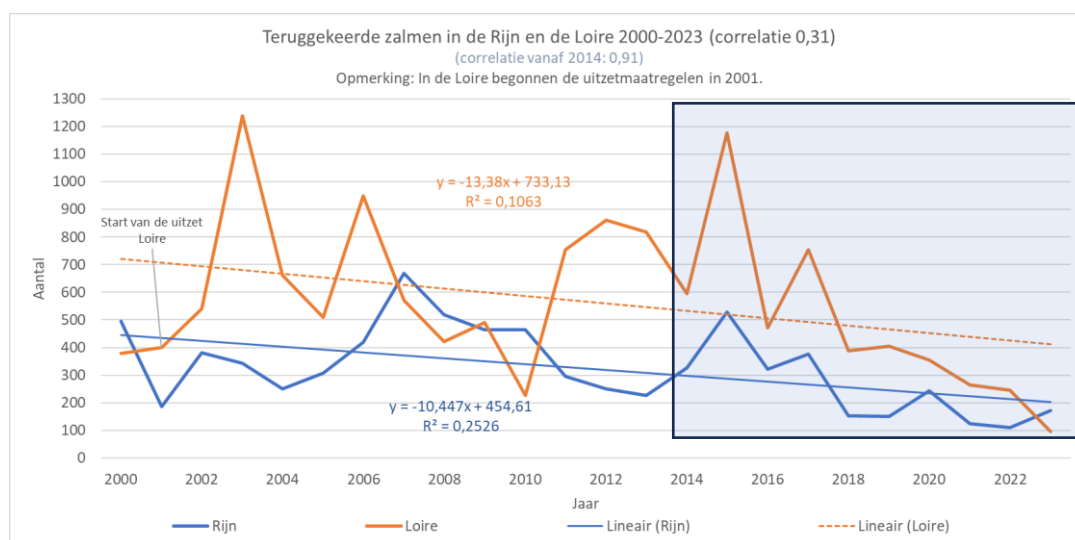


Figuur 19: Lachsbach (Elbesysteem): uitzet van visbroed en getelde terugkeerders drie jaar later (Gegevens: Sächsisches Landesamt f. Umwelt, Landwirtschaft & Geologie)

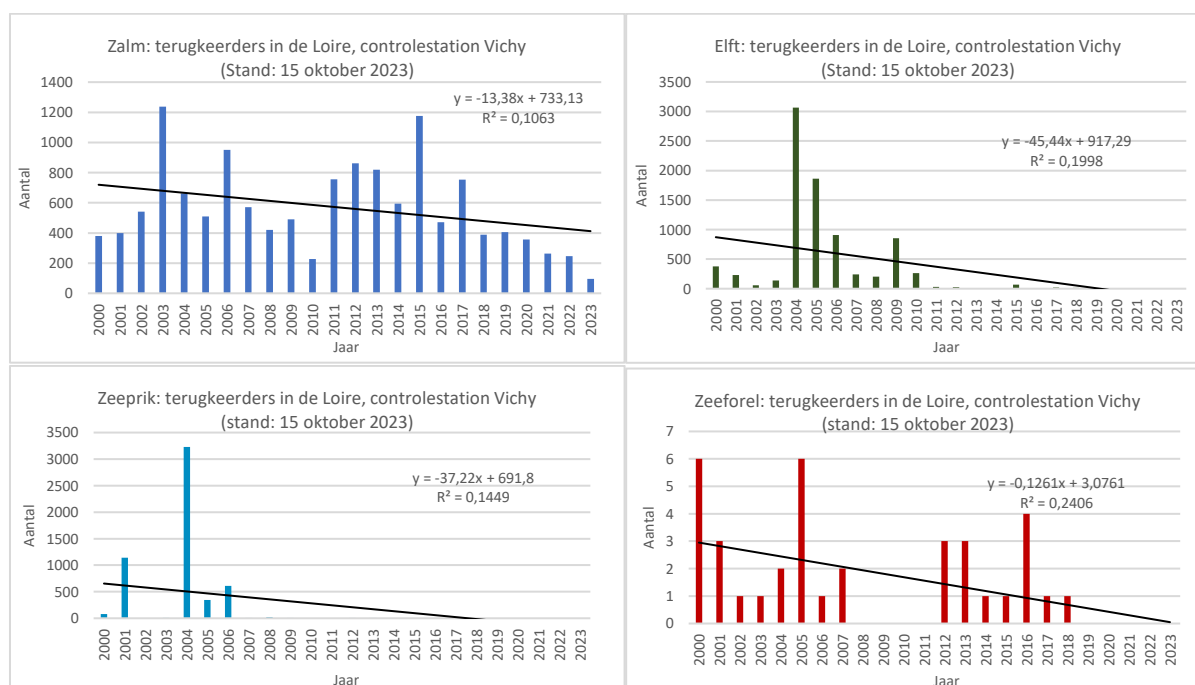
Loire (Frankrijk)

In de Loire nemen de bestanden van zalm (stam Allier, vanaf 2001 ondersteund met uitzet), elft, zeeprik en zeeforel sterk af (figuren 20 en 21). In actuele studies wordt in verband met de instorting van de bestanden gewezen op een aanzienlijke predatiedruk door de (in de Loire niet inheemse) meerval, die duidelijk niet alleen is beperkt tot de zone rond dwarsconstructies dan wel migratieknelpunten (BOISNEAU & BELHAMITI, 2018; TRANCART *et al.*, 2023).

Bij maagonderzoek van meervallen werd er in de lengtecategorie > 180 cm een biomassa-aandeel van 63% zalm vastgesteld (zie figuur 21, rechts onderaan); meervallen van 120-180 cm hadden in hun maag biomassa-aandelen van 27% elft en 6% zeeprik (BOISNEAU & BELHAMITI, 2018).



Figuur 20: Getelde teruggekeerde zalmen in de Loire (controlestation Vichy) en de Rijn (totaal)



Figuur 21: Getelde anadrome trekvisen in de Loire (controlestation Vichy); rechts onderaan: volwassen zalm uit de maag van een meerval > 180 cm (foto uit BOISNEAU & BELHAMITI, 2018)

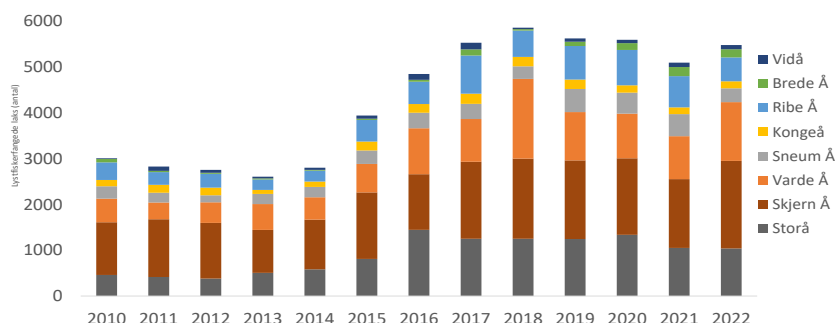


Het aantal teruggekeerde zalmen dat in de Loire en de Rijn is geteld laat over het geheel genomen over de periode 2000-2023 een vrijwel identieke neerwaartse trend zien. Vanaf 2014 wordt er een nauw verband zichtbaar (kader; $p < 0,001 = ***$), hetgeen mogelijk indiceert dat er soortgelijke oorzaken zijn (bijv. afvoer, mariene sterfte, predatie door meerval) (figuur 20). Net als in het Rijnsysteem is er in 2015 een piek geregistreerd.

Skjern Å (Denemarken)

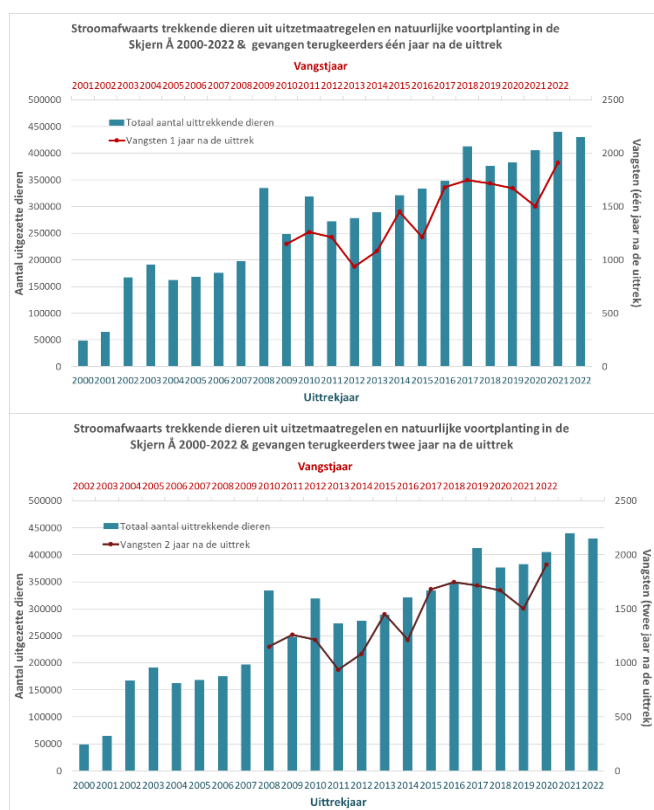
In 1993 werd in Denemarken het startschot gegeven voor het "Actieplan voor de sanering en het herstel van de Deense zalmbestanden". Het doel was het herstel van de populaties in de negen rivieren op Jutland waar historisch gezien zalmpopulaties voorkwamen, meer bepaald: Storå en Skjern Å, die uitmonden in respectievelijk het Nissum Fjord en het Ringkøbing Fjord, en Varde Å, Sneum Å, Kongeå, Ribe Å, Brede Å en Vidå, die uitmonden in de Waddenzee. De enige rivier aan de oostkust was de Gudenå, die uitmondt in het Randers Fjord. Het uitgangspunt voor het actieplan was de (verkeerde) aanname dat de oorspronkelijke populaties uitgestorven waren. Uit genetische analyses is echter gebleken dat de huidige zalmpopulaties in West-Jutland bestaan uit nakomelingen van de oorspronkelijke populaties. In de Skjern Å is er in 1980 begonnen met bestandsondersteunende maatregelen met inheemse uitzetvissen (in andere rivieren gebeurde dit vanaf 2000) (figuur A10 in bijlage II) (JEPSEN, 2011). Het programma leidde tot een duidelijke toename van het aantal terugkeerders (vangsten van hengelsporters, tellingen bij bevissingen) (figuur 22) (en ging daarmee in tegen de internationale trend; zie hieronder). Er is - anders dan in de Rijn en de Maas - in 2015 geen piek geregistreerd.

In de Skjern Å (net als in andere rivieren in West-Jutland) is ook een duidelijke toename in de natuurlijke voortplanting waargenomen, die enerzijds te maken heeft met de toename van het aantal paaidieren (uit uitzetmaatregelen en uit natuurlijke reproductie) en de korte afstanden waarover de dieren migreren, maar die anderzijds vooral ook te danken is aan het natuurlijke herstel van de paaigronden en opgroeihabitats.



Figuur 22: In het kader van hengelsport gevangen zalmen in verschillende rivieren in Denemarken (uit de presentatie van E.E. Nielsen, 100 years of salmon management in Denmark. Insights from population genomics, Landau, 10 mei 2023)

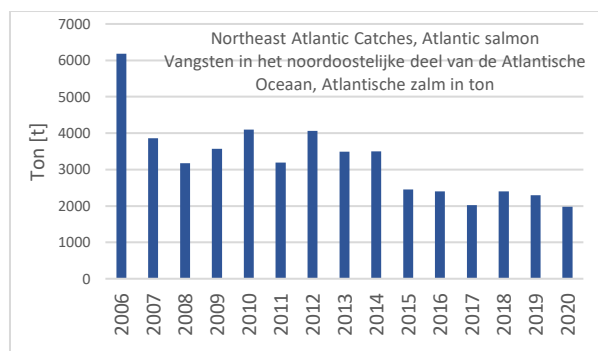
Uitgaand van de omvang en de sex-ratio van het bestand paairijpe dieren in 2013 en het geschatte aantal paaiende zalmen in 2015 zijn er in december 2015 ongeveer 21,3 miljoen eitjes afgezet in de Skjern. Een geschatte populatie van 192.500 zes maanden oude zalmen in het riviersysteem in 2016 komt overeen met een overlevingspercentage van ca. 0,9% van het eistadium tot het stadium van zes maanden oude dieren (E. NIELSEN, schriftelijke mededeling). Kwantitatieve monitoringsgegevens zijn er voor de jaren 2016, 2020 en 2022. Hieruit blijkt dat er wellicht sprake is van een exponentiële toename in het bestand van (zes maanden oude) wilde zalmen (afgestemd met E. NIELSEN) (figuur A11 in bijlage II). Deze toename is hieronder meegerekend in de uittrekcijfers (uitgezette en wilde dieren) en wordt ondersteund door de terugkeercijfers. De populatiegroei in de Skjern Å (en vermoedelijk in andere rivieren) is blijkbaar voornamelijk toe te schrijven aan een toename in de natuurlijke voortplanting (figuur 23), hoewel ongeveer de helft van de smolts wordt opgegeten door aalscholvers (zie tabel A1 in bijlage II).



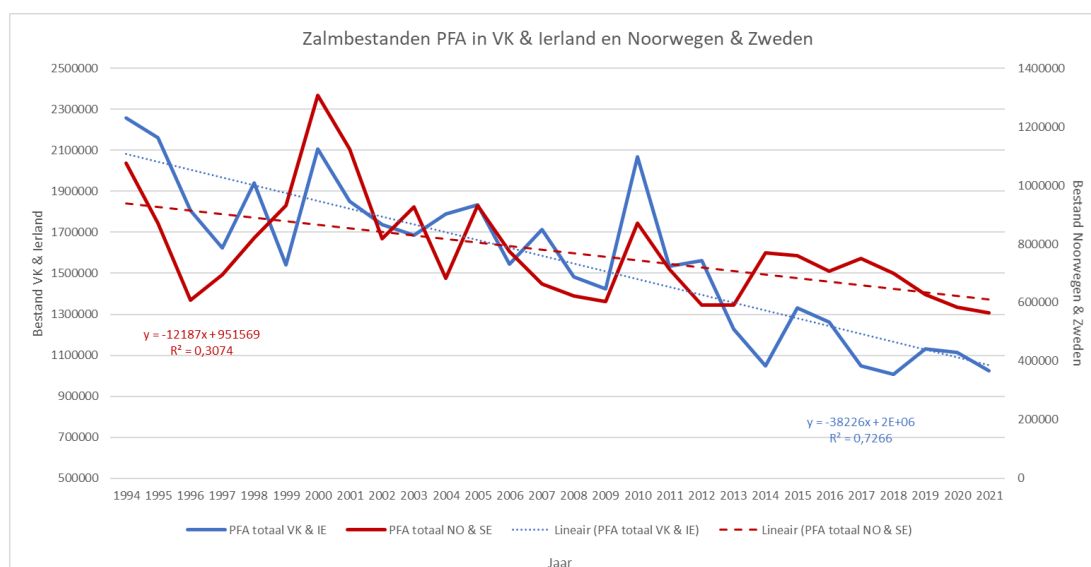
Figuur 23: Geëxtrapoleerd aantal smolts en gevangen terugkeerders in de Skjern Å één jaar (bovenaan) en twee jaar (onderaan) na de uittrek

Vangsten in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan

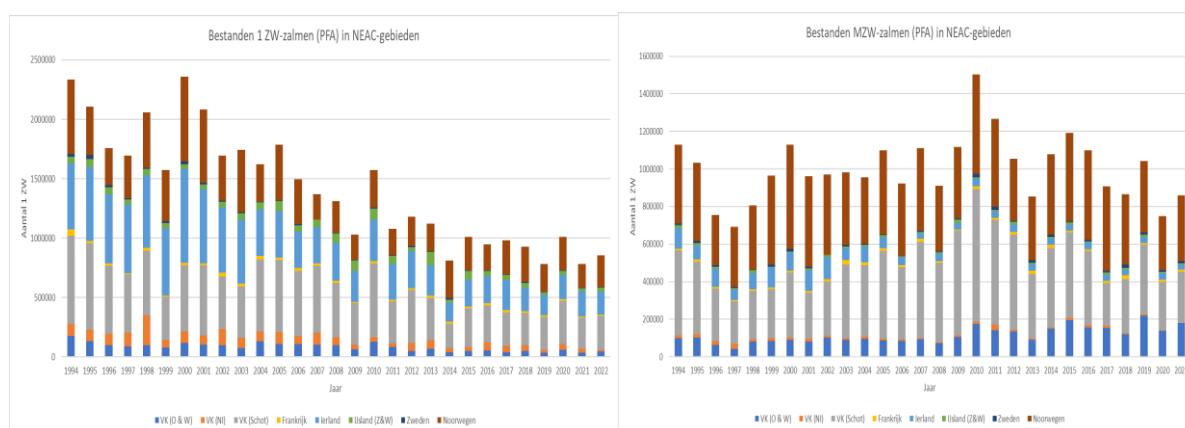
De Internationale raad voor het onderzoek van de zee (ICES) beoordeelt elk jaar de toestand van de zalmbestanden in het gebied van de North-East Atlantic Commission (NEAC) als uitgangspunt voor de advisering van beheerders en de totstandbrenging van vangstaansbevelingen voor de diepzeevisserij. Een belangrijk onderdeel van deze beoordeling is de schatting van de abundantie vóór de bevissing (*pre-fishery abundance*, PFA) van alle NEAC-bestanden, die is gedefinieerd als het aantal vissen dat op 1 januari zijn eerste winter op zee beleeft. Hierbij wordt er een onderscheid gemaakt tussen vissen die paairijp aan het worden zijn (potentieel 1-ZW) en vissen die niet paairijp worden (potentieel MZW). De PFA-schattingen voor de periode sinds 1971 vormen volgens ICES de beste interpretatie van wat de gegevens over vangsten en inspanningen zeggen over de veranderingen in de toestand van de totale nationale zalmbestanden in deze periode. De zalmvangsten in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan hebben volgens ICES in de periode 2006-2020 sterk afgenomen (figuur 24). Ook de gevangen hoeveelheden in de kust-, estuariene en binnenvisserij voor het NAC-gebied (2009-2020) laten een negatief verloop zien. In het Verenigd Koninkrijk (Engeland, Wales, Schotland, Noord-Ierland), de Republiek Ierland en in Noorwegen en Zweden worden er ook afnames geregistreerd (figuur 25).



Figuur 24: Zalmvangsten in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan (ICES-gegevens 2006-2020)



Figuur 25: Geschatte abundantie vóór bevissing (PFA – *Pre-Fishery Abundance*) in het Verenigd Koninkrijk (Engeland, Wales, Schotland, Noord-Ierland) & de Republiek Ierland (Y-as links) en in Noorwegen & Zweden (Y-as rechts)



Figuur 26: Geschatte abundantie vóór bevissing (PFA – *Pre-Fishery Abundance*) van de 1-ZW-zalmen die paairijp aan het worden zijn (potentiële 1-ZW-terugkeerders) (links) en de 1-ZW-zalmen die niet paairijp worden (potentiële MZW-terugkeerders) (rechts) per jaar voor NEAC-landen (bron: ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, 2023).

De algemene neerwaartse trend in het bestand komt hoofdzakelijk tot uitdrukking bij de 1-ZW-zalmen, terwijl de MZW-zalmen licht zijn toegenomen (figuur 26).

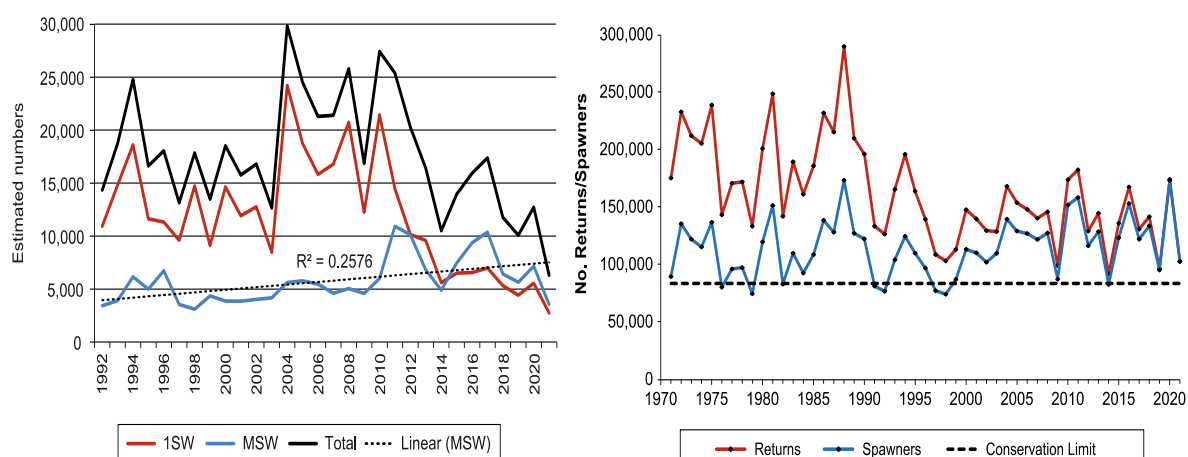
Trend Engeland & Wales

In Engeland en Wales vertonen de hengelvangsten met onttrekking een duidelijk dalende trend, omgekeerd nam het aandeel teruggezette zalmen (*released salmon*) sterk toe. Sinds 2020 worden er geen vissen meer met netten gevangen (de gevangen dieren worden teruggezet). Daarom geven vooral de hengelvangsten (figuur 27, links) een representatief beeld (ENVIRONMENT AGENCY, 2021). Er is een tussentijdse piek te zien in de periode 2004-2011, gevolgd door een duidelijke daling tot 2021. Het aandeel MZW-zalmen neemt sinds 1992 toe.

De geschatte PFA van zalmen uit Engeland en Wales is sinds de vroege jaren 1970 tot nu met ongeveer 46% gedaald (figuur 27, rechts). Gedurende een groot deel van deze periode was de daling in de niet paairijp wordende (d.w.z. potentiële MZW-) component van de PFA iets groter dan in de rijpende 1-ZW- (d.w.z. potentiële grilse) component. De laatste elf jaar laat de PFA voor 1-ZW-zalmen echter een duidelijke daling zien, en de afname van de PFA tussen het begin en het einde van de tijdreeks is nu voor

1-ZW-vissen (64%) steiler dan voor MZW-zalmen (39%). Er moet op worden gewezen dat er achter deze trends tegenstrijdige veranderingen in de afzonderlijke rivierbestanden schuilgaan. In veel rivieren was er sprake van vrij sterke dalingen, die echter gedurende de hele periode van vijftig jaar worden gecamoufleerd door de aanzienlijke verbeteringen en het herstel in andere rivieren (bijv. de Tyne). De resultaten wijzen er ook op dat de PFA rond 1990 duidelijk is gedaald, hetgeen overeenkomt met de algemene waarneming van een achteruitgang in het overlevingspercentage op zee van veel bestanden in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan rond deze tijd.

Het geschatte aantal zalmen dat terugkeert naar Engeland en Wales (d.w.z. vóór exploitatie in de binnenvisserij) is ook afgeleid van de nationale beoordeling van ICES en is gebaseerd op de vangsten in de binnenvisserij die zijn gecorrigeerd voor onderrapportage als gevolg van de exploitatie. Deze schattingen laten een soortgelijke, neerwaartse trend zien als de PFA (figuur 27, rechts), hoewel de achteruitgang minder duidelijk is als gevolg van de daling in de netto-exploitatie in de diepzeevisserij. Geschat wordt dat het aantal terugkerende vissen tussen het begin van de jaren 1970 en nu met ongeveer 39% is afgenomen. Zoals bij de PFA is de daling van het aantal terugkerende MZW-vissen gedurende een groot deel van deze periode steiler dan de daling van het aantal 1-ZW-terugkeerders. In de laatste elf jaar werd er echter een hoger percentage MZW-vissen waargenomen, en de procentuele daling in de terugkerende vissen tussen het begin en het einde van de tijdreeks is nu voor 1-ZW-vissen (64%) veel groter dan voor MZW-vissen (17%).



Figuur 27, links: Geschat totaal aantal (gecorrigeerd voor onderrapportage) 1-ZW, MZW en alle zalmvangsten in de hengelvissers in Engeland en Wales (inclusief gevangen en teruggezette vissen), periode 1992-2021; **rechts:** geschat totaal aantal terugkerende en paaiende zalmen in het Verenigd Koninkrijk (Engeland en Wales), 1971-2021, afgeleid uit het ICES-NEAC PFA-model, 2022, inclusief nationale instandhoudingsgrens (afgeleid van de som van rivierspecifieke instandhoudingsgrenzen)

4. Hypotheses

De gegevensanalyse is in de eerste plaats gebaseerd op het getelde aantal terugkeerders (vanaf 2005) en de uitgezette smoltequivalenten. Onder stabiele randvoorwaarden zou er een nauwe, positieve correlatie te verwachten zijn tussen smoltequivalenten en terugkeerders; het aantal terugkeerders zou dan direct afhankelijk zijn van het aantal zalmen dat in de relevante jaren vóór de terugkeer is uitgezet. Voor de Rijn is er in de periode 2005-2015 sprake van een zwak positief verband (niet significant, n.s.), maar na een piek in 2015 groeien de twee curves sinds 2016 uit elkaar (figuur 28). De verwachting is dan ook dat vanaf 2016 een of meer stressoren een toenemend effect hebben en zodoende het terugkeerpercentage negatief beïnvloeden. De analyse van de beschikbare gegevens over potentiële stressoren (biotische en abiotische factoren; tabel 3) en het literatuuronderzoek naar bestandsontwikkelingen in andere riviersystemen en de stressoren die daar zijn aangewezen, levert de volgende effecten dan wel combinaties van effecten op voor de levensstadia van de zalm en eventueel andere anadrome soorten:

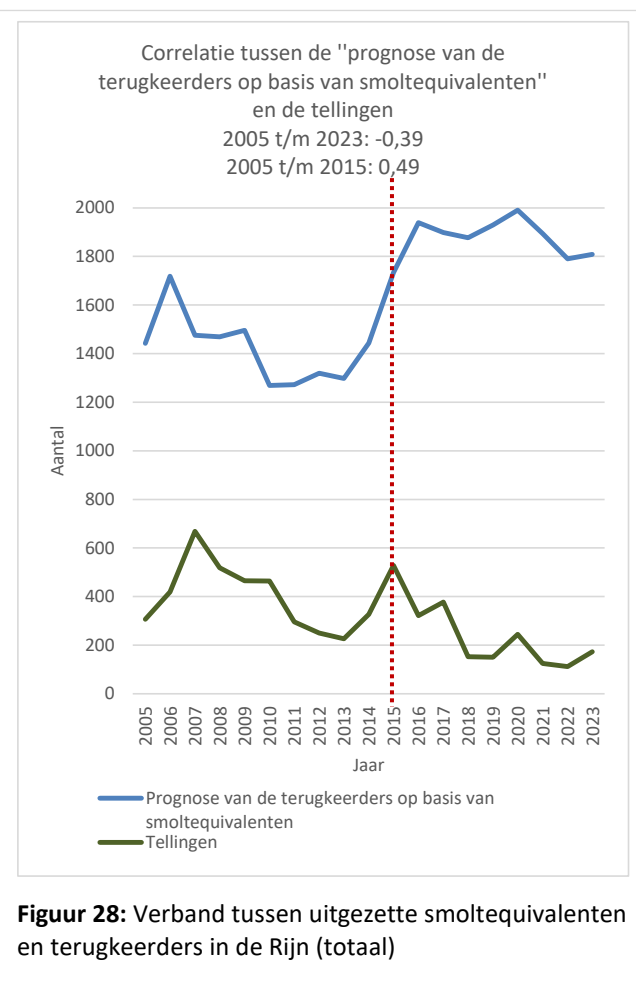
a) Afvoer in het voorjaar

Er bestaat een sterke correlatie tussen de afvoer in de migratieperiode en de jaarlijkse variatie in het aantal smolts dat wordt geteld in de Rijndelta (JURJENS, 2006; gegevens tot 2005). In 1999 en 2001 (jaren met hoge afvoeren) werden er in de Delta bijzonder grote dichtheden vastgesteld bij de zalm- en zeeforelsmolts; in 1998, 2003 en 2004 (jaren met lage afvoeren) waren de dichtheden daarentegen lager. De resultaten zijn wat patroon en aantal individuen betreft consistent voor zalm en zeeforel, wat wijst op een invloed van de afvoer die losstaat van de omvang van de zalmuitzet (SCHNEIDER, 2009). Bij de stroomafwaartse migratie neemt de predatiedruk door aalscholvers en roofvissen toe. Hun predatiesucces wordt grotendeels bepaald door de factor afvoer. Bij hogere afvoeren

- neemt de migratiesnelheid toe (de blootstellingsduur van smolts neemt af),
- neemt de natte breedte en het watervolume op de migratieroute toe (de predatordichtheid per oppervlakte en volume neemt af) - zie ook e),
- neemt (in de regel) de troebelheid van het water toe, waardoor visueel jagende predatoren smolts minder goed waarnemen.

Voor de overleving van smolts is een hogere afvoer ook bevorderlijk in verband met

- de oriëntatie in gestuwde gebieden,
- het omzeilen van waterkracht turbines,
- het vinden van de uitgang(en) in het Haringvliet.



=>

De verwachting is dat er een positieve correlatie bestaat tussen de afvoerhoeveelheid op de migratieroute tijdens de smoltuittrek in het voorjaar en het aantal zalmen dat één, twee en drie jaar later terugkeert (1-ZW-, 2-ZW- en 3-ZW-zalmen).

b) Predatie in opgroeiwateren en migratieroutes

In de opgroeiwateren en migratieroutes is er sprake van een toenemende predatiedruk door de positieve ontwikkelingen in de bestanden van de aalscholver (algemeen) en de grote zaagbek (voornamelijk het Hoogrijngebied). Dit betreft voornamelijk het begin van de smoltificatie en de toenemende aggregatie van smolts tot groepen/scholen in het kader van de stroomafwaartse migratie.

=>

De verwachting is dat er een negatieve correlatie bestaat tussen het aantal teruggekeerde zalmen en de ontwikkeling van de bestanden van de aalscholver en de grote zaagbek (CH). Voor de meerval wordt er geen dan wel een zwak negatief verband verwacht - zie echter e)

c) Migratie in het estuarium en de overgangsgebieden naar zee

Zowel bij de uittrek uit de Rijn (smolts) als bij de terugkeer (volwassen dieren) zijn trekvisser in het estuarium en de overgangsgebieden naar zee blootgesteld aan veel predatie. Naast roofvissen (zeebaars bij smolts, makreel en tonijn o.a. bij smolts en terugkeerders) spelen hier in het bijzonder zeezoogdieren een rol, te weten de gewone zeehond, de grijze zeehond (allebei als predatoren van smolts en terugkeerders) en de bruinvis (smolts, eventueel grilse). Alle drie deze soorten hebben de voorbije tien à twintig jaar hun bestanden fors zien groeien. Gewone zeehonden en grijze zeehonden leven en jagen inmiddels steeds meer in de Voordelta voor het Haringvliet en voor de haven van Rotterdam. Grijze zeehonden zijn ook als predatoren van bruinvis en gewone zeehonden aangewezen.

=>

De verwachting is dat er een negatieve correlatie bestaat tussen het aantal teruggekeerde zalmen en de ontwikkeling van de bestanden van de grijze zeehond, de gewone zeehond en (in mindere mate) de bruinvis.

d) Mariene fase

De zalmbestanden in Europese en ook Amerikaanse rivieren vertonen - met uitzondering van de populaties in West-Denemarken - min of meer sterke bestandsdalingen, die in verband worden gebracht met verschillende, deels nog niet geïdentificeerde stressoren op zee. De meeste literatuurbronnen noemen de klimaatverandering inclusief daaraan gelinkte factoren (o.a. stromingsveranderingen, veranderingen in de voedselbeschikbaarheid, temperatuurstijging) één van de belangrijkste drijvende krachten achter mariene sterfte. Veel bestanden in Noord-Europa zijn daarenboven blootgesteld aan zalmluis. Deze parasiet besmet en verzwakt smolts en postsmolts in de omgeving van zalmkwekerijen (COSTELLO, 2009), hetgeen vaak leidt tot een verhoogde mariene mortaliteit, en de conditie van de overlevende terugkeerders aantast. Lokaal worden predatiedruk door aalscholvers, grote bestanden van grijze zeehonden en gewone zeehonden, een stijgend aantal tuimelaars en orka's, scheepsverkeer en andere factoren beschreven.

=>

Bij de interpretatie van de beschikbare analyses moet ermee rekening worden gehouden dat de mariene mortaliteit in het recente verleden over het geheel is toegenomen. Aangezien de factoren en werkingsmechanismen nog niet voldoende worden begrepen en er sterke lokale en stroomgebiedgerelateerde factoren meespelen (zie hoofdstuk 10), is de mariene mortaliteit alleen beschrijvend weergegeven.

e) Terugkeer/stroomopwaartse migratie in de Rijn

Voor vissen die stroomopwaarts trekken in de Rijn en zijn grote zijrivieren zijn er twee sterftefactoren aangewezen die in het verleden sterk zijn toegenomen; een derde (grotendeels stabiele) factor komt pas langzaam in beeld:

1. Het meervalbestand in de Rijn en onder meer in de zijrivieren Moezel, Main en Sieg (benedenloop) is fors gegroeid. Internationale onderzoeken hebben het vermogen van meervallen aangetoond om als voedsel-opportunist hun gedrag te veranderen (ze vestigen zich in voorzieningen voor stroomopwaartse vismigratie en stemmen hun gedrag in de ruimte en de tijd af op migratieroutes en -tijdstippen). In deze onderzoeken wordt er gewag gemaakt van een toenemende predatiedruk op volwassen zalmen, elften en zeeprikken. Zoals blijkt uit gedocumenteerde, kenmerkende schadepatronen bestaat dit probleem in toenemende mate ook in de Rijn. Er kan worden aangenomen dat deze stressor bij lage afvoeren sterker wordt - zie b). Bij de interpretatie van de tellingen - hiervoor zijn er alleen gegevens van de controlestations Iffezheim (vanaf 2000, onvolledig) en Gambenheim (vanaf 2006) - blijft onduidelijk of de geregistreerde toename in de genoemde stations kan worden doorvertaald naar de Rijn als geheel. Verder moet er worden bedacht dat niet de populatiegrootte, maar het aantal *grote* meervallen (vanaf ongeveer 130 cm) en hun ruimtelijke verspreiding en eventuele gedragsadaptaties (jachtstrategieën) van doorslaggevend belang zijn voor de omvang van de predatiedruk op volwassen zalmen. Hierover zijn alleen onvolledige gegevens beschikbaar, op basis waarvan slechts een zeer beperkte statistische evaluatie mogelijk is.
2. Het scheepsverkeer op de Rijn heeft de voorbije decennia een verandering ondergaan richting aanzienlijk grotere binnenschepen (meestal met meervoudige aandrijving), waarvan een groter botsingsrisico uitgaat. Zoals blijkt uit de vondst van diverse dode zalmen (en andere groot wordende soorten, inclusief de steur) op verschillende Rijntrajecten (vermoedelijk met de Waal als hotspot), telkens met kenmerkende verwondingen van scheepsschroeven, is deze stressor waarschijnlijk aan het toenemen. De toename kan worden verklaard door het groeiende aantal grote binnenschepen en de dalende trend in de Rijnafvoeren, waardoor de botsingskans in het geheel is toegenomen doordat zowel de waterdiepte als het watervolume zijn afgenomen (tot het punt dat de afvoer beperkt is tot de vaargeul). Hoge watertemperaturen zouden een verscherpend effect kunnen hebben, in het bijzonder de opwarming van de kribvakken en oevers bij sterke zonne-instraling op steenbestortingen.
3. De factor "turbinegerelateerde mortaliteit in het benedenpand" ("*tailrace mortality*") is ook als gevolg van kenmerkende schadepatronen (bij grote salmoniden) in de belangstelling gekomen. De mortaliteit wordt veroorzaakt doordat zeer goed zwemmende vissen bij hun stroomopwaartse migratie de turbinekanalen inzwemmen. Deze stressor zal waarschijnlijk sterker worden bij lage afvoeren, afhankelijk van de locatie, maar is vermoedelijk in de bekeken periode niet significant toegenomen. De gegevenssituatie is ontoereikend.

=>

De verwachting is dat er een negatieve correlatie bestaat tussen het aantal teruggekeerde zalmen (evenals elften en zeeprikken) en zowel de bestandsontwikkeling van grote meervallen als de toename van het aantal grote binnenschepen. De factor "*tailrace mortality*" wordt bij gebrek aan gegevens alleen beschrijvend behandeld.

f) Afvoer en migratiegedrag

Lage afvoeren in de Rijn kunnen trekvisserij in de vertakte delta desoriënteren. Grote salmoniden zijn bij stijgende afvoeren over het algemeen meer gemotiveerd om te migreren dan in laagwaterfases; laagwater leidt afhankelijk van hoe paairijp vissen zijn tot langere onderbrekingen van de migratie en

eventueel tot het stopzetten van de migratie en/of noodpaai elders dan in de rivier van herkomst. Zeer lage afvoeren in de zomer gaan tevens veelal gepaard met stijgingen van de watertemperatuur, die als er temperaturen van 25 °C en hoger worden bereikt ook leiden tot pauzes in de migratie en stress (eventueel verhoogde mortaliteit). Dergelijke extremen zijn tot dusver echter alleen sporadisch gemeten.

=>

Lage afvoeren in de Rijn leiden naar verwachting tot desoriëntatie in de delta (in het bijzonder in de Voordelta voor het Haringvliet) en tot negatieve effecten op de migratiemotivatie van grote salmoniden. Bij de interpretatie van de analyses moet er rekening worden gehouden met verhoogde watertemperaturen in laagwatersituaties (vooral in de zomer).

Tabel 3: Verwachte stressoren op de levensstadia van de zalmbestanden in de Rijn (inclusief kust/estuarium)

Stressor	Parr/opgroeifase	Smolt	Postsmolt	Terugkeerder
Grote zaagbek	X	X		
Aalscholver	X	X		
Roofblei, snoekbaars, snoek	X	X		
Zeebaars en andere mariene roofvissen			X	
Meerval		X		X
Gewone zeehond		X	X	
Grijze zeehond		X	X	X
Bruinvis			X	
Scheepvaart				X
Waterkrachtcentrales		X		X
Visserij			X	X
Afvoer	X	X		X
Watertemperatuur	X	X	X	X

5. Bepaling en effect van stressoren

5.1 Biotische factoren

5.1.1 Aalscholver (*Phalacrocorax carbo sinenses*) en grote zaagbek (*Mergus merganser*)

Relevantie voor levensstadia: opgroei en stroomafwaartse trek, LC 0+ tot LC 2+

Gegevenssituatie Rijsysteem: De invloed van de **aalscholver** (*Phalacrocorax carbo sinenses*) op het overlevingspercentage van salmonidensmolts en terugkeerders (zalm, zeeforel, elft, zeeprik, rivierprik) is tot dusver niet stelselmatig onderzocht in de hoofdstroom van de Rijn. Studies aan de Aare, de benedenloop van de Sieg (wkc Unkelmühle, Noordrijn-Westfalen) en aan de Speyerbach (LÖB, in voorbereiding) en gegevens uit de Duitse Nederrijn en de Rijndelta wijzen op een grote predatiedruk op zalmsmolts (zie hieronder).

Gegevenssituatie zalm- en zeeforelrivieren internationaal: In de rivier de Skjern Å bedraagt het verliespercentage door aalscholverpredatie ongeveer 50%; in andere rivieren zijn er verliespercentages van 79% voor zalmsmolts en tot 88% voor zeeforelsmolts geregistreerd (JEPSEN *et al.*, 1998; 2018) (zie opsomming in tabel A1 in bijlage II).

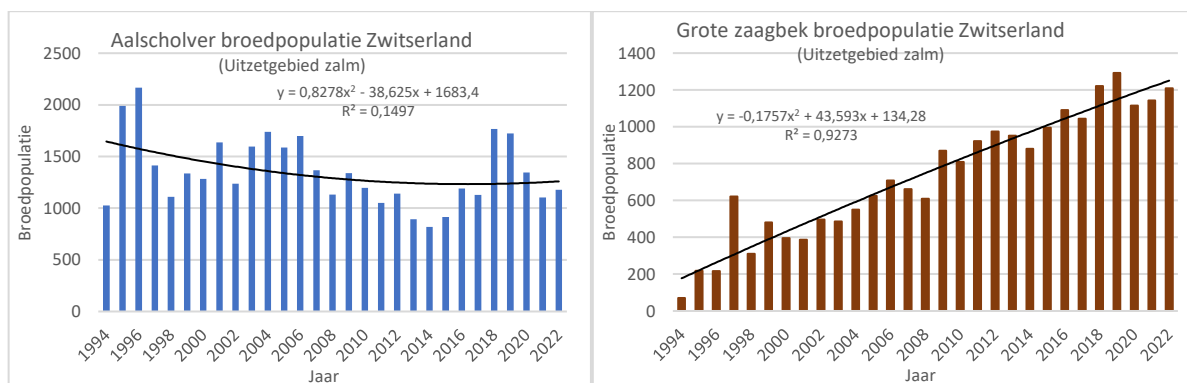
Ontwikkeling van de bestanden in afzonderlijke gebieden

Aalscholver en grote zaagbek in Zwitserland

In de Zwitserse rivieren waar zalmen worden uitgezet, is het aalscholverbestand onderhevig aan schommelingen. Na een aanvankelijke, duidelijke toename vanaf 2002 en een tussentijdse afname in de

periode 2013-2015, nam het bestand tot 2018-2019 weer toe. Het bestand van de grote zaagbek is sinds 1994, met kleine schommelingen, duidelijk gegroeid in de zalmuitzetrivieren in Zwitserland en stagneert sinds 2018 op een hoog niveau (figuur 29).

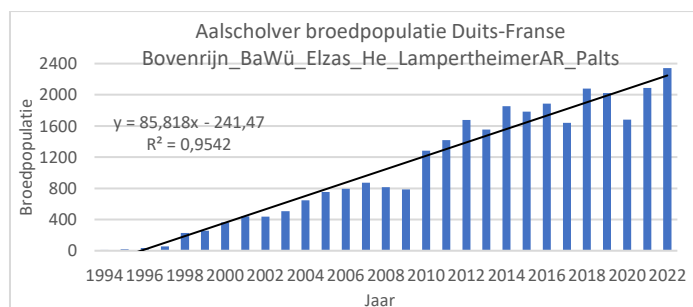
In het kader van telemetrisch onderzoek is voor de Aare (riviertraject van 27,5 km) een verlies door predatie aangetoond van 0,8% per kilometer bij uitgezette smolts van de categorie LC 0+ (WILMSMEIER *et al.*, 2023). SCHMUTZ *et al.* (2023) wijzen erop dat de alpiene donauzalmbestanden zijn onderworpen aan een aanzienlijke predatiedruk door aalscholver en grote zaagbek (evenals otter).



Figuur 29: Ontwikkeling van het bestand van de aalscholver (links) en de grote zaagbek (rechts) in Zwitserland (uitzetrivieren). Gegevens: Schweizerische Vogelwarte

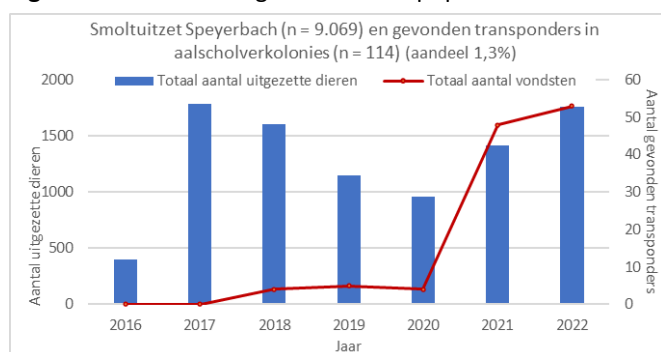
Aalscholver Duits-Franse Bovenrijn

Het aalscholverbestand aan de Duits-Franse Bovenrijn is sinds 1994, met kleine schommelingen, duidelijk gegroeid en bereikte in 2022 het tot dusver hoogste niveau (figuur 30).



Gegevens: OGBW/LUBW

Figuur 30: Ontwikkeling van de broedpopulatie van de aalscholver aan de Duits-Franse Bovenrijn 1994-2022



Gegevens: CHRISTIAN LÖB, RPTU Landau

Figuur 31: Gezenderde uitzetsmolts in de Speyerbach en transponders die op slaapplekken van aalscholvers zijn gevonden

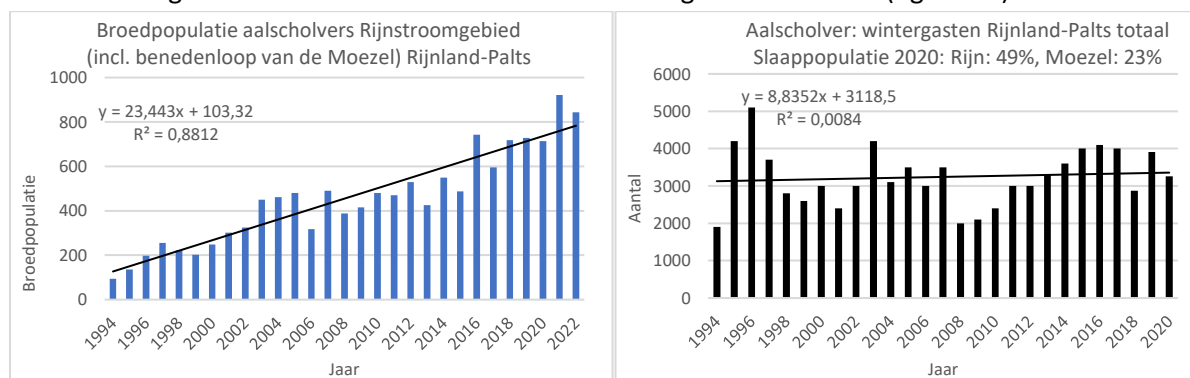
BLASEL (2004) heeft een aanzienlijke predatiedruk in de oude loop van de Rijn aangetoond.

In de jaren 2016-2022 zijn er in het Speyerbachsysteem (Duits-Franse Bovenrijn) in totaal 9.069 met transponders gemerkte smolts (LC 1 en LC 2) uitgezet. 114 van de transponders zijn daarna weer

teruggevonden op drie slaapplekken van aalscholvers (aandeel 1,3%); de meeste transponders zijn in 2021 en 2022 gevonden (gegevens: Löb, Universiteit Landau, 2023) (figuur 31). Volgens Löb kon als gevolg van de beperkte toegankelijkheid alleen een klein deel van het gebied worden afgezocht; in de Rijn kon om methodische redenen helemaal niet worden gezocht. Als deze cijfers worden geëxtrapoleerd naar de daadwerkelijke oppervlakte van de kolonies en de verblijfsduur op de slaapplekken wordt meer dan 25% van de smolts vóór de detectie aan een antenne in de benedenloop door aalscholvers onttrokken uit de Speyerbach (Löb, mondelinge mededeling). Deze resultaten zijn exemplarisch voor een groot aantal waarnemingen waaruit blijkt dat de predatiedruk door aalscholvers op smolts (en parrs) al begint in de bovenloop van de opgroeiwateren (o.a. de Nister, de Ahr, de Guldenbach, de Saynbach). Hetzelfde geldt voor de grote zaagbek (A. PETERS, mondelinge mededeling 2023).

Aalscholver Middenrijn

In de Middenrijn en de benedenloop van de Moezel in Rijnland-Palts neemt de broedpopulatie van aalscholvers vrijwel continu toe, hetgeen heeft geresulteerd in een vertienvoudiging sinds 1994. Het aantal wintergasten varieert en laat sinds 1994 een matige toename zien (figuur 32).

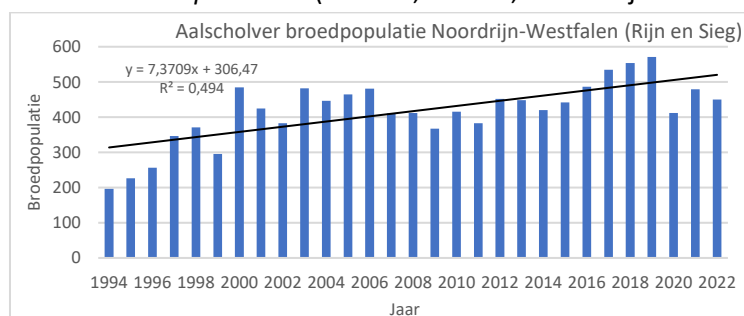


Figuur 32: Bestandsontwikkeling van de aalscholver in het Rijngebied in Rijnland-Palts (inclusief benedenloop van de Moezel); links: broedpopulatie 1994-2022; rechts: wintergasten 1994-2020. In 2020 is 49% van de wintergasten geteld aan de Rijn en 23% aan de Moezel. (Gegevens: Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR))

Aalscholver Duitse Nederrijn

Aan de Duitse Nederrijn, inclusief de benedenloop van de Sieg, is de broedpopulatie tussen 1994 en 2021 met ongeveer 250% gegroeid. De piek is in 2019 bereikt met ongeveer 570 broedparen (figuur 33). Uit gegevens die in het kader van onderzoek naar stroomafwaartse vismigratie zijn verzameld met het NEDAP Trail System[®] (tot en met 2016) blijkt dat er ook aan de Duitse Nederrijn sprake is van een aanzienlijke predatiedruk op smolts (CAMARA, LANUV, schriftelijke mededeling 2024): in een samenwerkingsproject tussen het LANUV (Noordrijn-Westfalen) en het Nederlandse ministerie van Milieu (Rijkswaterstaat Nederland) zijn in tien onderzoeksjaren (2006-2011; 2013-2016) in het Duitse Rijnsysteem elk jaar rond 130 smolts gemerkt met NEDAP-transponders en gevolgd tot de Noordzee ($n = 1.305$). Inclusief de verliezen om technische redenen was er voor de gehele weg naar de Noordzee sprake van een gemiddeld detectieverlies van ongeveer 90% van de jonge zalmen. Twee derde van de verliezen was al bovenstrooms van de Nederlandse grens een feit (gemiddelde, station Xanten: 66%). Uit (steekproefsgewijs) speurwerk met behulp van mobiele NEDAP-antennes in vier aan de migratieroute gelegen aalscholverkolonies bleek dat een aanzienlijk deel van de waargenomen detectieverliezen het gevolg was van predatie; hierbij kan niet duidelijk worden aangegeven of de smolts eerst zijn opgegeten door andere vissen en daarna pas door aalscholvers, of dat de predatie direct door de vogels gebeurde. Alleen al voor het traject tot Xanten liggen de predatieverliezen gemiddeld over de jaren 2014-2026 in de orde van grootte van 17%, waaruit kan worden afgeleid dat een "aanzienlijk deel van de stroomafwaarts

trekkende zalmen die in het smoltstadium worden uitgezet in de Sieg en de Wupper, het slachtoffer wordt van aalscholverpredatie" (CAMARA, LANUV, schriftelijke mededeling 2024).

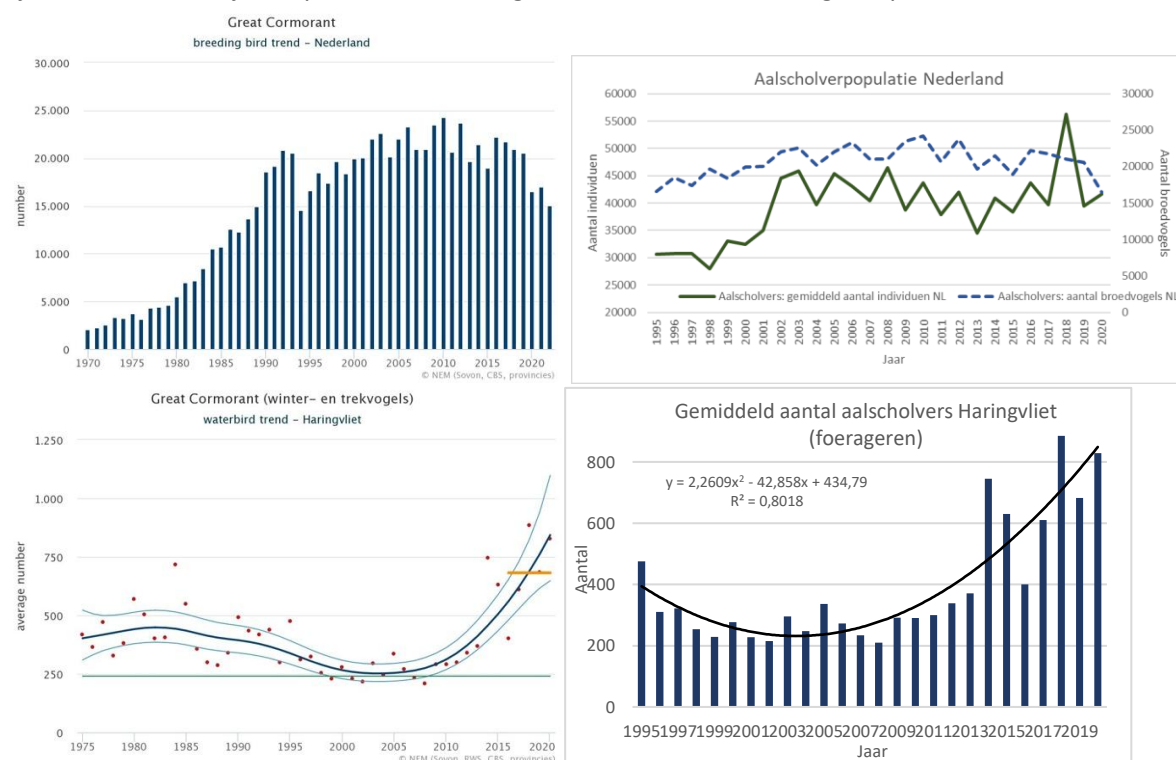


Gegevens: Vogelschutzwarte LANUV

Figuur 33: Broedpopulatie van aalscholvers aan de Duitse Nederrijn inclusief de benedenloop van de Sieg tussen 1994 en 2021

Aalscholver delta inclusief Haringvliet

In Nederland is de broedpopulatie van aalscholvers sinds het begin van de jaren 1990 min of meer stabiel op een hoog niveau. Het gemiddelde aantal individuen is tussen 1998 en 2018 echter verdubbeld. Rond het Haringvliet is de toename nog groter. Hier steeg het aantal foeragerende aalscholvers van ongeveer 200 in 2008 naar bijna 900 in 2018 (+ 450%) dan wel ongeveer 840 in 2021 (+ 420%) (figuur 34). De meeste dieren zijn in de maanden juli-september aanwezig, d.w.z. buiten de kernmigratieperiode van smolts.



Figuur 34: Aalscholverbestand in Nederland (bovenaan) en aan het Haringvliet (onderaan). Gegevens en figuren uit: <https://stats.sovon.nl/>.

Beoordeling: De deels aanzienlijke toename van de aalscholver in het Rijn-Maassysteem inclusief de opgroeiwateren, de inzichten in verband met het foerageer- en voedselgedrag en onderzoeken aan zijrivieren (Sieg, Nister, Speyerbach) wijzen op een toenemende predatiedruk op uittrekkende zalmen en zeeforellen en vanaf een prooidiergrootte van > 8-10 cm ook op uittrekkende elften (Duitse Nederrijn, delta) en anadrome prikken.

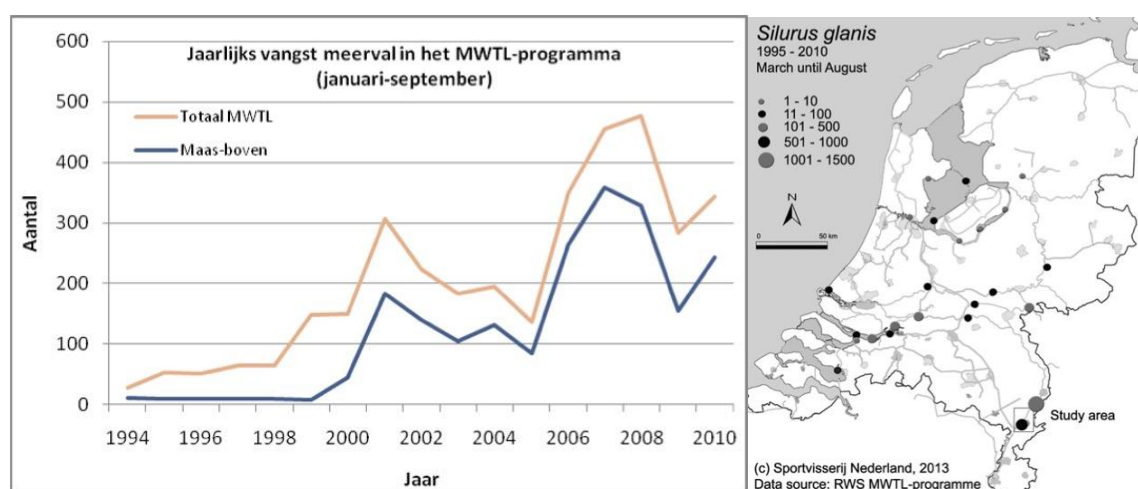
=> Impact/stressor: Toename

Voor correlatieberekeningen "teruggekeerde zalmen en trends in aalscholverpopulaties" zie hoofdstuk 10.4.1.

5.1.2 Europese meerval (*Silurus glanis*)

Relevantie voor levensstadia: terugkeerders, deels smolts

Gegevenssituatie Rijnsysteem: De invloed van de meerval op het overlevingspercentage van salmonidensmolts en terugkeerders (zalm, zeeforel, elft, zeeprk, rivierprk) is tot dusver niet stelselmatig onderzocht in het Rijnsysteem. Voor de voorzieningen voor stroomopwaartse vismigratie in Iffezheim en Gambenheim zijn er tellingen. De duidelijke toename van de meervalpopulatie in Nederland is vastgelegd door SPORTVISSERIJ NEDERLAND (VAN AALDEREN & BEELEN, 2021) EN VAN RIJSSEL *et al.* (2021). SCHNEIDER & SEUFERT (2022) beschikken over diverse foto's van gewonde, teruggekeerde zalmen met beetsporen van meervallen (bijlage I en figuur 41). CLAUS *et al.* (2021) hebben meervalbeten in Nederland vastgelegd. Meervallen tolereren brakwater (FRIMODT 1995) en kunnen zich daarom ook als de sluizen op een kier staan vestigen in het Haringvliet, bij de dam. Hun optimale temperatuurbereik is 25-27°C.

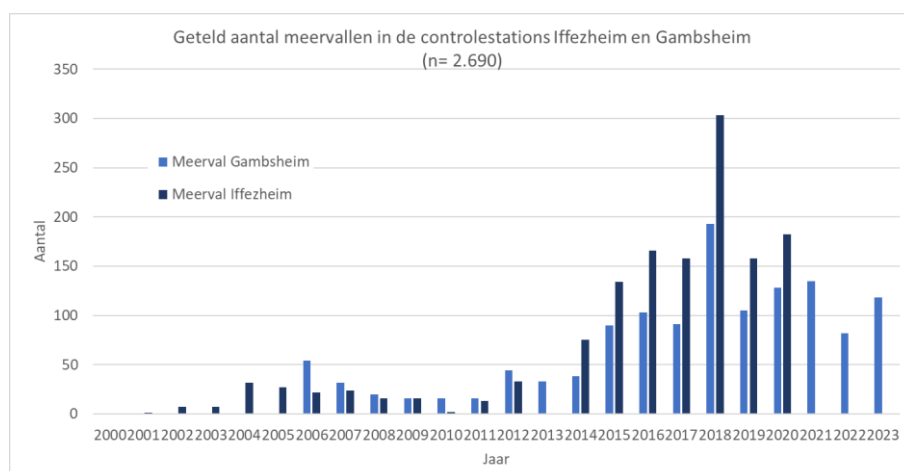


Figuur 35: Links: jaarlijkse meervalvangsten in Nederland (gegevens uit het MWTL-programma "Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands") (lijnen: geel = totaal; blauw = Maas). Figuur uit VAN AALDEREN & BEELEN, 2011. Rechts: kaart van de verspreiding van de meerval in Nederland, 1994-2010, stelt vangsten van de professionele fuikenvisserij voor, die zijn verzameld voor het MWTL-programma. Ongeveer 60% van de geregistreerde exemplaren is gevangen op een gestuwd, 12 km lang traject van de Maas; figuur uit BREVÉ *et al.*, 2014, gewijzigd op basis van VAN AALDEREN & BEELEN (2011).

In het Rijnsysteem is het aantal meervallen vrijwel overal sterk toegenomen en er worden steeds vaker zeer grote exemplaren (> 180 cm tot 240 cm) waargenomen: sinds 1999 is het aantal meervallen in de monitoring in Nederland elk jaar gestegen; tussen 2007 en 2008 waren de vangsten het grootst. Opvallend is ook dat de meeste meervallen in de Maas tussen Maasbracht en Roermond worden gevangen (gemiddeld 60% van de vangsten; VAN AALDEREN & BEELEN, 2011) (figuur 35). Vooral in de Maas, de IJssel en de Waal komen grote meervallen inmiddels vaak voor. De meervallen zijn volgens BREVÉ *et al.* (2014) extreem plaatsgetrouw. Voor de Duits-Franse Bovenrijn zijn er monitoringsgegevens uit de controlestations in Iffezheim en Gambenheim, die vanaf 2014 ook een duidelijke toename van de meerval laten zien (piek in 2018) (figuren 36 en 37).



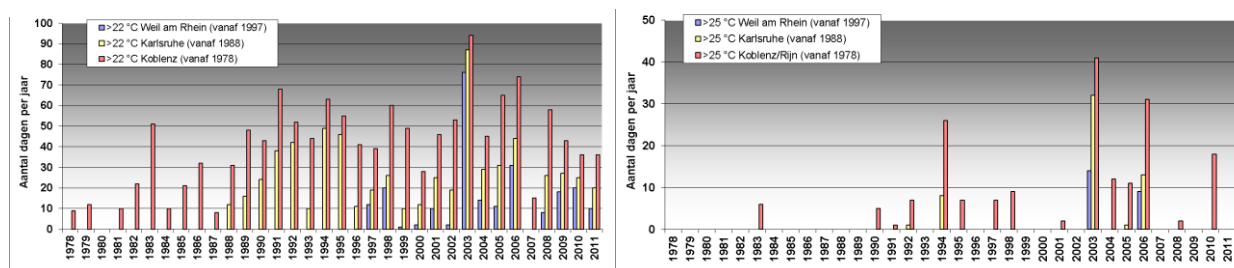
Figuur 36: Meerval in de vispassage aan het controlestation Iffezheim in het voorjaar van 2023. De blauwe streepjes op de grond zijn afstanden van 10 cm (voor meer exemplaren, zie bijlage I) (foto: St. THEOBALD)



Figuur 37: Getelde meervallen in de controlestations in Iffezheim (vanaf 2000) en Gamsheim (vanaf 2006). Gegevenslacunes Iffezheim: 2013: stroomopwaartse vismigratievoorziening in verband met bouwwerkzaamheden van 13 april 2013 t/m 15 oktober 2013 buiten werking; 2021 & 2022: nog geen gegevens beschikbaar

De meerval is zich de afgelopen jaren blijkbaar ook in de zijrivieren gaan vestigen en vormt dus ook in verschillende paairivieren een bedreiging. Zo is de afgelopen tien jaar bekend geworden dat er grote meervallen voorkomen in onder meer de benedenloop van de Sieg (NEMITZ, schriftelijke mededeling 9 april 2024), de Lahn en de Nahe (BFS, eigen gegevens), de Kinzig (Baden-Württemberg) (RP Freiburg, schriftelijke mededeling 5 april 2024) en de Ill (COLL, ASR, schriftelijke mededeling 9 april 2024). Aan het controlestation in Buisdorf (Sieg) worden er sinds ongeveer 15 jaar 30 à 50 stroomopwaarts trekkende meervallen op jaarbasis geteld, met een stijgende tendens (NEMITZ, schriftelijke mededeling 6 april 2024). Ook in de Ill worden er steeds meer meervallen geregistreerd (in 2022 en 2023 telkens ca. 50 exemplaren; COLL, ASR, schriftelijke mededeling 9 april 2024). In de Aare komt de meerval inmiddels overal voor, hoewel de soort wat aantallen betreft grotendeels nog een secundaire rol speelt. In 2012 kwam de meerval nog niet voor in de Aare (HESSELSCHWERDT *et al.*, 2023).

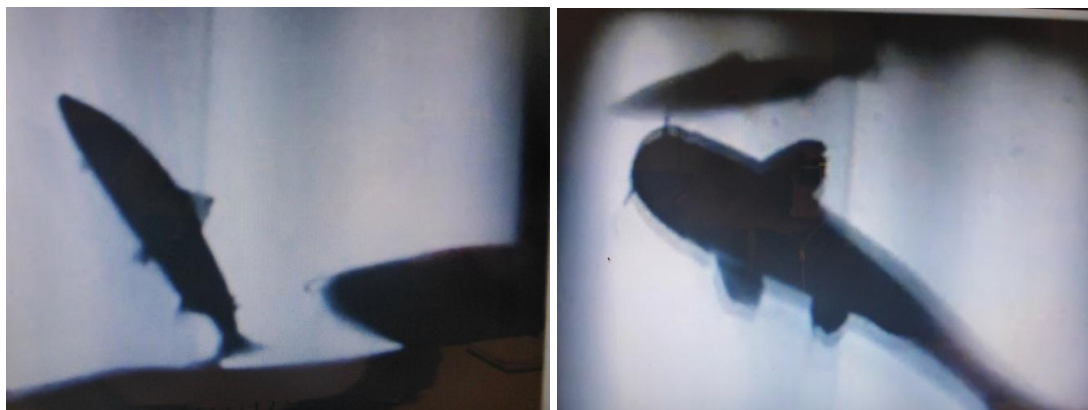
De groei van de meervalpopulaties zou (mede) kunnen worden verklaard door de stijging van de watertemperaturen dan wel het langer duren van de warmwaterfases (> 22 °C) in het Rijn(systeem) in de voorbije dertig jaar (figuur 38). De meerval heeft watertemperaturen van meer dan 20-22 °C nodig om zich voort te planten en vindt (met de klimaatverandering) steeds betere omstandigheden.



Figuur 38: Ontwikkeling van de temperatuur van het Rijnwater (aantal dagen met een watertemperatuur boven 22 °C dan wel 25 °C) in de periode 1978-2011 (figuren uit ICBR-rapport 209, 2013)

Gegevenssituatie trekvisrivieren internationaal: BOULÉTREAU *et al.* (2018; 2020; 2021) hebben in de Garonne (FR) onderzoek gedaan naar de predatiedruk door (hier: uitheemse) meervallen op zalm, elft en zeeprick. De predatie door meervallen op volwassen zalmen in de vislift in Golfch is in de periode 1993-2016 onderzocht. In 2016 bedroeg het predatiepercentage in deze ene vispassage alleen al gemiddeld 35% (14 van 39); van de 25 zalmen die erin sloegen de vispassage te verlaten, werden er 18 (72%) bij het uitzwemmen (tevergeefs) aangevallen door Europese meervallen (BOULÉTREAU *et al.*, 2018).

Dat brengt het totaal van de teruggekeerde zalmen die in de vislift werden aangevallen op 82%. Als gevolg van de beperkte vindbaarheid van de lift vindt er ook direct benedenstrooms meer predatie plaats. De auteurs noemen de meerval een nieuwe predator voor volwassen zalmen. Er is een videopname waarin een zalm van 80 cm wordt opgeslokt door een meerval van 160 cm (figuur 39). De auteurs achten de kans zeer groot dat de sterke predatie op zalmen te wijten is aan gedragsadaptaties van meervallen die zijn gespecialiseerd in grote salmoniden.



Figuur 39: Meerval van 160 cm eet een volwassen tweezeewinterzalm van 80 cm (stilstaand filmbeeld, BOULÉTREAU *et al.*, 2018)



Figuur 40: Meervallen vallen paaiende elften aan (stilstaand filmbeeld, BOULÉTREAU *et al.*, 2021).



Figuur 41: Beetspoor van een meerval op een mannetjeszalm, 89 cm (Wisper, 2017)

De these van een gedragsadaptatie wordt ondersteund door andere onderzoeken naar het predatiegedrag van meervallen in Zuid-Frankrijk. BOULÉTREAU *et al.* (2021) maken melding van herhaaldelijke aanvallen van grote meervallen op paaiende elften. De aanvallen vonden plaats aan het wateroppervlak en er waren meerdere meervallen bij betrokken (figuur 40). Meervallen verstoorden 12% van de 1.024 geregistreerde, nachtelijke paaiprocessen, en dit percentage steeg naar 37% van de 129 paaiprocessen die waren geschat op basis van opnames met de camera bij zwak licht. Uit analyses van de maaginhoud van 251 grote meervallen (lichaamslengte > 128 cm), die op hetzelfde riviertraject waren gevangen, bleek dat 88,5% van de geïdentificeerde prooidieren in het meervaldieet bestond uit elften. De auteurs maken de predatiedruk door meervallen verantwoordelijk voor een aanzienlijke

daling in de elftenpopulatie in de Garonne. In een ander onderzoek stelden BOULÉTREAU *et al.* (2020) vast dat minstens 80% van de door hen gemerkte zeeprikken (39 van 49) binnen een maand ten prooi was gevallen aan meervallen en dat 50% van de uitgezette prikken gemiddeld acht dagen na het merken al werd gegeten. Dit zeer hoge predatiepercentage wijst erop dat de Europese meerval een aanvullende, ernstige bedreiging vormt voor inheemse zeeprikpopulaties.

Beoordeling: De aanzienlijke toename van de meerval in het Rijn-Maassysteem, de recente inzichten in verband met het foerageer- en voedselgedrag en de vondsten van zalmen met beetsporen in de Rijn en zijn zijrivieren (Sieg, Lahn), die duidelijk kunnen worden toegeschreven aan aanvallen door meervallen, en het feit dat meervallen zich in de voorziening voor stroomopwaartse vismigratie in Iffezheim hebben gevestigd, wijzen op een toenemende predatiedruk op zalmen, zeeforellen, elften (stroomafwaarts trekkende dieren en terugkeerders) en anadrome prikken in het Rijn-Maassysteem.

=> Impact/stressor: Sterke toename

Voor correlatieberekeningen "teruggekeerde zalmen en trends in meervalpopulaties" zie hoofdstuk 10.4.3.

5.1.3 Gewone zeehond (*Phoca vitulina*) en grijze zeehond (*Halichoerus grypus*)

Relevantie voor levensstadia: smolts, postsmolts, terugkeerders

Gegevenssituatie Rijnsysteem: De invloed van gewone en grijze zeehonden op het overlevingspercentage van salmonidensmolts en terugkeerders (zalm, zeeforel, elft, zeeprik, rivierprik) is tot dusver niet stelselmatig onderzocht in het Rijnsysteem. In de Noordzee jagen grijze zeehonden niet alleen op vissen (inclusief salmoniden), maar ook op gewone zeehonden en bruinvissen.

Gegevenssituatie zalm- en zeeforel-rivieren internationaal: Verschillende onderzoeken, zie hieronder.

Gewone zeehonden en grijze zeehonden als predatoren

In de Noordzee wordt de grijze zeehond beschouwd als de grootste (voornamelijk visetende) toppredator, die ook jaagt op gewone zeehonden en bruinvissen. Sinds enkele jaren zijn er in het deltagebied steeds meer aanwijzingen voor een (toenemende) predatiedruk op anadrome soorten door grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Salmoniden kunnen tijdens de uittrek in de kustwateren een belangrijke plaats innemen in de voeding van grijze zeehonden (o.a. SUURONEN & LEHTONEN, 2012; figuur 42). Volgens CRONIN *et al.* (2014) worden kleinere zalmopvolgers het sterkst bedreigd door predatie; zelfs een beperkte mate van predatie door "gespecialiseerde" grijze zeehonden kan een disproportionele impact hebben op kleine populaties.



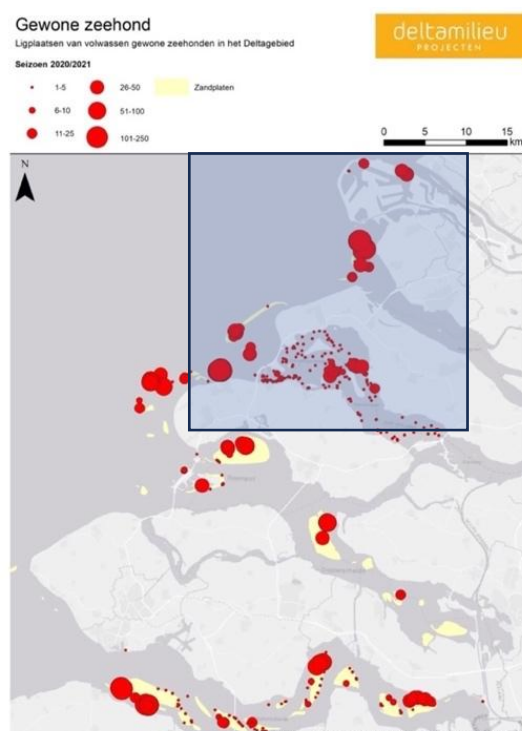
(Foto: ©Rob Harris, University of St. Andrews)

Figuur 42: Een grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) eet een volgroeide zalm in de Ness, een rivier in Schotland

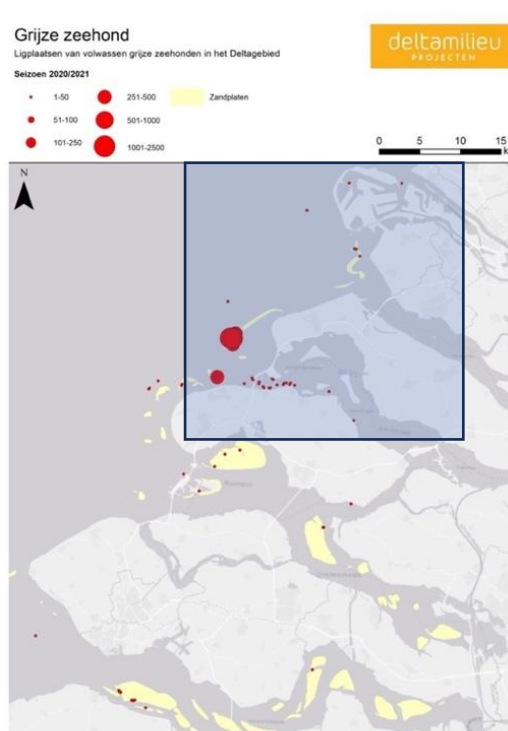
Bewegingsradius en ontwikkeling van de populaties van grijze zeehonden en gewone zeehonden

Op basis van verschillende onderzoeken kan worden aangenomen dat in het bijzonder de populatiecijfers van beide soorten in de Nederlandse Delta relevant zijn voor het Rijn-Maassysteem (figuur 43). Sinds de jaren 1990 nemen zowel gewone zeehonden als grijze zeehonden sterk toe in de Delta (vooral in de buurt van de Haringvlietstuinen) en in de Waddenzee (figuur 44). De gecombineerde populatie van gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*) in de Nederlandse Waddenzee bestond in 2022 uit ongeveer 14.000 individuen (figuur 44, rechts). Terwijl de

populatie gewone zeehonden sinds 2008 min of meer stabiel is, neemt de populatie grijze zeehonden sinds 2008 duidelijk toe. De zandbanken voor de kust van het Haringvliet vormen een belangrijk kolonisatiegebied voor beide soorten (MEISE, Common Wadden Sea Secretariat, schriftelijke mededeling 5 juni 2023).

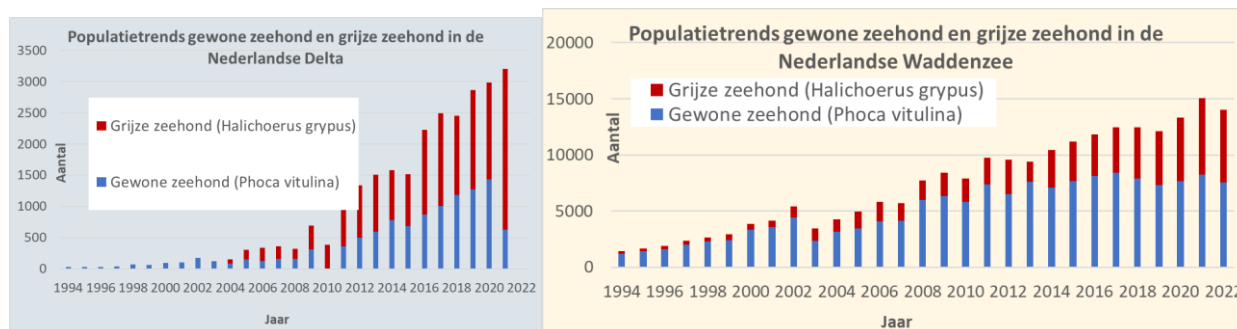


Figuur 11. Ligplaatsen van volwassen gewone zeehonden, gebaseerd op alle tellingen in het seizoen 2020/2021.



Figuur 16. Ligplaatsen van volwassen grijze zeehonden, gebaseerd op alle tellingen in seizoen 2020/2021.

Figuur 43: Regionale verspreiding van de ligplaatsen van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in het Deltagebied; blauwe kader: *Range* Grevelingen, Haringvliet en Nieuwe Waterweg (uit: Hoekstein *et al.*, 2022)



Figuur 44: Totaal aantal gewone zeehonden en grijze zeehonden in de ruitijd (augustus dan wel maart); links: Delta (2022 geen gegevens); rechts: Waddenzee (gegevens: COMMON WADDEN SEA SECRETARIAT, 2023)

Beoordeling: Gelet op de ontwikkeling van de populaties en het foerageer- en voedselgedrag van gewone zeehonden en in het bijzonder grijze zeehonden is er wellicht sprake van een toenemende predatiedruk op zalm, zeeforellen, elften (stroomafwaarts trekkende dieren en terugkeerders) en anadrome prikken, voornamelijk rond het Haringvliet.

=> Impact/stressor: Toename

Voor correlatieberekeningen "teruggekeerde zalm en populatietrends gewone zeehonden/grijze zeehonden" zie hoofdstuk 10.4.2.

5.1.4 Bruinvis (*Phocoena phocoena*)

Relevantie voor levensstadia: postsmolts

Gegevenssituatie Rijnsysteem: De invloed van in de Noordzee jagende bruinvissen op het overlevingspercentage van salmonidensmolts en terugkeerders (zalm, zeeforel, elft, zee prik, rivier prik) is niet stelselmatig onderzocht voor het Rijnsysteem. De op basis van tellingen (waarnemingen) geregistreerde bruinvispopulatie in de Noordzee (NL) is onderhevig aan grote schommelingen; in de periode 2000-2018 is er sprake van een enigszins stijgende trend (bijlage II, figuur A13).

Beoordeling: De verwachting is dat de sterk fluctuerende en per slot van rekening slechts matig groeiende populatie bruinvissen in de Nederlandse Noordzee in de periode 2000-2023 geen *toenemende* predatiedruk uitoefent op zalmen, zeeforellen, elften en anadrome prikken.

=> Impact/stressor: **Geen toenemende invloed**

Voor correlatieberekeningen "teruggekeerde zalmen en trends in bruinvispopulaties" zie hoofdstuk 10.4.4.

5.1.5 Overige vissen als predatoren

Relevantie voor levensstadia: smolts, postsmolts

In het Rijnsysteem, inclusief de kust, leven er buiten de opgroeiwateren nog andere predatoren, o.a. zeebaars, snoekbaars, snoek en roofblei. Hier is er vermoedelijk geen sprake van een beduidende toename van de predatiedruk (in dit geval: op smolts). Een uitzondering hierop is mogelijk de Europese zeebaars *Dicentrarchus labrax*, waarvan de populatie tenminste in de Nederlandse Waddenzee duidelijk is gegroeid. De soort wordt 50-70 cm lang (zelden 80 cm) en komt als potentiële predator in aanmerking voor smolts, postsmolts en jonge elften.

In bijlage II wordt dit onderwerp uitvoeriger behandeld (ook figuren A14 en A15).

Beoordeling: Op basis van de huidige kennis over de populatieontwikkeling van de soorten snoekbaars, snoek en roofblei is de verwachting dat er sprake is geweest van predatiedruk op zalmsmolts, zeeforelsmolts, elften en anadrome zee prikken, maar dat deze druk inmiddels over het geheel genomen waarschijnlijk stabiel is dan wel matig toeneemt. Een uitzondering hierop is wellicht de zeebaars, waarvan de populatie in de Delta duidelijk is gegroeid (relevant voor smolts, postsmolts, jonge elften).

=> Impact/stressor: **Waarschijnlijk stabiel tot matige toename**

Correlatieberekeningen zijn bij gebrek aan betrouwbare gegevens niet mogelijk voor de drie soorten.

5.1.6 Bultrugzalm (roze zalm)

De bultrugzalm of roze zalm (*Oncorhynchus gorbuscha*) is thuis in de noordelijke contreien van de Stille Oceaan en is vanuit Noord-Rusland doorgedrongen tot in zalmrivieren in Zuid-Noorwegen, Schotland, Ierland en sporadisch ook Denemarken (WHELAN & MO, 2022). Een duurzame vestiging in de Rijn is vooralsnog niet gebeurd; er zijn sporadische waarnemingen geweest in het Wuppersysteem (Dhün, 12 augustus 2019, VAKI-video-opname) en in de Maas.

Beoordeling: Er kan gegarandeerd worden uitgesloten dat de zalmopopulaties van bij ons in het verleden zijn beïnvloed.

=> Impact/stressor: **Tot dusver geen invloed**

Correlatieberekeningen zijn bij gebrek aan betrouwbare gegevens niet mogelijk.

5.2 Abiotische factoren

5.2.1 Afvoer

Relevantie voor levensstadia: smolts, terugkeerders

Rijndelta (Nederland)

De afvoer van de Rijn wordt in het Deltagebied verdeeld over drie takken, te weten de Waal, de IJssel en de Neder-Rijn, waar afhankelijk van de totale afvoer een verschillend debiet doorheen wordt gestuurd. Over het algemeen geldt: als de afvoer op het meetpunt Lobith (Bovenrijn) laag is, is de verdeling 80% Waal, 18% IJssel en 2% Neder-Rijn. Bij hogere afvoeren is de verdeling 65% Waal, 15% IJssel en 20% Neder-Rijn (tabel 4). De waterverdeling wordt geregeld door de stuw bij Driel (Neder-Rijn). De afvoer over het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg is (ook) afhankelijk van de afvoer bij Lobith. Als de afvoer lager is dan 1.100 m³/s is de Haringvlietdam gesloten. Bij een afvoer van ongeveer 2.000 m³/s wordt ca. 80% van het water afgevoerd via de Nieuwe Waterweg en 20% via het Haringvliet. Vanaf een afvoer van ongeveer 4.000 m³/s wordt ca. 55-60% van het water afgevoerd via het Haringvliet en 40% via de Nieuwe Waterweg. De verdeling van het water wordt geregeld door de stuw bij Driel en de Haringvlietssluisen, zodat rond 1.500 m³/s via de belangrijkste vaarweg, de Nieuwe Waterweg, naar de Noordzee stroomt (figuur 45). In het verleden werden de Haringvlietssluisen bij afvoeren lager dan 1.200 m³/s gesloten (afvoer bij Lobith), waardoor ze werkten als een barrière. Tussen 1.200 en 1.700 m³/s was er een opening van 20 m², waarlangs goed zwemmende soorten mogelijk konden intrekken. Bij afvoeren boven de 1.700 m³/s werden de sluisen stapsgewijs verder geopend (0,45 m² per m³/s).



Tabel 4: Afvoeroverdeling van het Rijnwater in m³/s over de drie Rijntakken Waal, IJssel en Neder-Rijn (RIJWSWATERSTAAT, 2012)

Bovenrijn	Waal	%	Nederrijn/ Lek	%	IJssel	%
750	616	82,1%	30	4,0%	104	13,9%
1000	813	81,3%	30	3,0%	157	15,7%
1250	1006	80,5%	30	2,4%	214	17,1%
1500	1200	80,0%	30	2,0%	270	18,0%
1750	1370	78,3%	70	4,0%	310	17,7%
2000	1461	73,1%	232	11,6%	307	15,4%
2250	1587	70,5%	342	15,2%	321	14,3%
2500	1729	69,2%	425	17,0%	346	13,8%
3000	2049	68,3%	531	17,7%	420	14,0%
3500	2363	67,5%	644	18,4%	493	14,1%
4000	2683	67,1%	756	18,9%	561	14,0%
5000	3355	67,1%	940	18,8%	705	14,1%
6000	4032	67,2%	1122	18,7%	846	14,1%
7000	4690	67,0%	1316	18,8%	994	14,2%
8000	5328	66,6%	1528	19,1%	1144	14,3%
10000	6500	65,0%	2010	20,1%	1490	14,9%
13000	8307	63,9%	2717	20,9%	1976	15,2%
16000	10144	63,4%	3376	21,1%	2480	15,5%

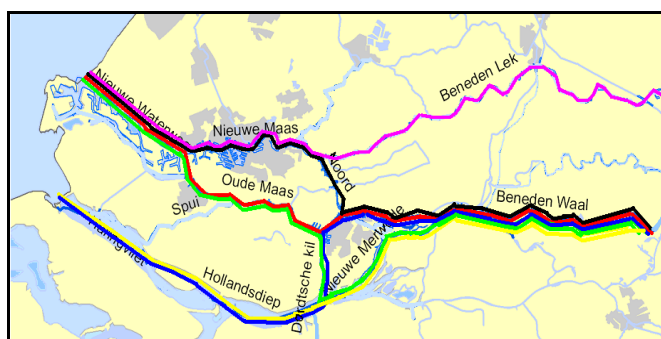
Figuur 45: Gemiddelde aandelen van de verschillende takken aan de waterafvoer in de Rijn en de Maas. Figuur: M. DÖRRBECKER (Chumwa) <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=46692314>

In 2003, een jaar met een zeer lage afvoer, waren de Haringvlietssluisen tijdens de belangrijkste migratieperiode van mei tot november nagenoeg de helft van de tijd gesloten; in 2004 waren de sluisen daarentegen op minder dan 5% van de dagen dicht. Tussen de twee jaren werden er aan de controlestations Iffezheim, Buisdorf/Sieg en Moezel/Koblenz evenwel noch voor de zalm, noch voor de zeeforel significante veranderingen opgetekend in het aantal optrekkende individuen (SCHNEIDER, 2009). Desalniettemin wordt van de geleidelijke verandering van het sluisbeheer (van gesloten sluisen naar een zo goed als permanente kier) vooral voor de minder rondzwervende zalm een toenemende verbetering van de intrekbaarheid verwacht. Volgens telemetrisch onderzoek vindt de sterker zwervende

zeeforel eerder de alternatieve, altijd open migratieroute via de Nieuwe Waterweg (gegevens RIZA). Zalmen trekken daarentegen bijzonder vaak via het Haringvliet in. Daarna vormt de Waal en in mindere mate de Lek de belangrijkste migratieroute (VAN RIJSEL *et al.*, 2024). Bij afvoeren onder de 1.800 m³/s komt de migratie via de Lek tot stilstand en trekken de salmoniden via de Noord naar de Waal (zie figuur 46). Het beheer van de sluis- en stuwcomplexen Hagestein, Amerongen en Driel (Lek en Neder-Rijn) en de daarmee verbonden migratiemogelijkheden zijn weergegeven in tabel 5 (zie JURJENS, 2006). Volgens VRIESE, ATKB (schriftelijke mededeling 29 april 2024) was in alle jaren waarin er onderzoek is gedaan met het NEDAP-systeem het aantal gemerkte zalmen relatief laag. Uitgaand van het totale aantal gemerkte salmoniden (zalmen en zeeforellen) is de verdeling 2/3 via het Haringvliet en 1/3 via de Nieuwe Waterweg bij benadering juist. In de eerste jaren van het onderzoek (1996-2000) was het aantal dieren dat via de Nieuwe Waterweg introk echter groter. Dit was blijkbaar te wijten aan het feit dat het eerste meetstation in het Haringvliet verder landinwaarts lag (bij Hellevoetsluis) en niet bij de Haringvlietssluisen. Toen het detectiestation uiteindelijk aan de Haringvlietssluisen werd geïnstalleerd, steeg het aantal detecties (vissen die het Haringvliet introkken) (waarschijnlijk meer zwervende zeeforellen). Er wordt op gewezen dat salmoniden altijd in de Voordelta (Stellendam in de buurt van het Haringvliet) worden gevangen en gemerkt, en niet aan de Nieuwe Waterweg (te diep, te veel scheepvaart, amper mogelijk om fuiken te gebruiken). Dat 1/3 van de vissen via de Nieuwe Waterweg intrekt, wijst erop dat de intrek via de Haringvlietssluisen min of meer problematisch was. Sinds de implementatie van het Kierbesluit (sinds 2019 gaan de sluisen bij vloed open en stroomt er zout water het Haringvliet in) is de passage van de Haringvlietssluisen veel gemakkelijker geworden. Ongeveer 65% van de zoetwatervissen die door het spuien in de zee terechtkomen, kan via de Kier het Haringvliet weer intrekken. De afgelopen jaren is het aantal gemerkte zalmen echter zo laag geweest als nooit tevoren, zodat er op dit moment geen nauwkeurige inschatting kan worden gemaakt.

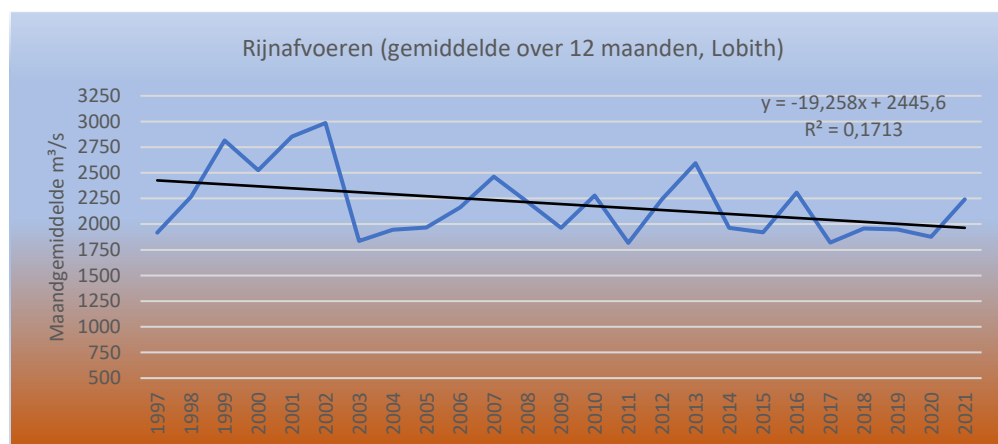
Tabel 5: Beheer van de stuwen afhankelijk van de afvoer en gevolgen voor de migratiemogelijkheden (intrek) voor 2019 (uit JURJENS, 2006, aangepast)

Aantal gesloten stuwen	Afvoer bij Lobith m ³ /s	Periode (%)	Inschatting van de migratiemogelijkheid
0	> 3.500	10	goed
1	2.400-3.500	20	beperkt
2	1.400-2.300	50	slecht
3	< 1.400	20	zeer slecht



Figuur 46: Weergave van de belangrijkste migratiewegen in de Rijndelta (uit JURJENS 2006)

Jaren met een bijzonder lage afvoer in de Rijn waren 2003, 2011, 2015, 2017 en 2020; sinds 1997 is er sprake van een negatieve trend (figuur 47). Ook de meeste opgroeirivieren zijn hierdoor getroffen. De passeerbaarheid van mondingen en ondiepe zones in zijrivieren was lokaal sterk verstoord als gevolg van de lage afvoeren (bijv. Sieg, Ahr, Wisper); systematische optekeningen zijn er niet.



Figuur 47: Rijnafvoeren (Lobith): maandgemiddelden. Jaren met lage afvoeren waren 2003, 2011, 2015, 2017 en 2020 (laagste waarden in 2003, 2011 en 2017)

Beoordeling: De afvoer in de Rijn, die een neerwaartse trend vertoont, oefent zeer waarschijnlijk een *toenemend* negatieve invloed uit op zalmen, zeeforellen, elften en anadrome zeeprikken, doordat de afvoer de effecten van predatie, scheepvaart, turbinemortaliteit en temperatuurstijging versterkt. Uit de beschikbare gegevens kan voornamelijk niet worden opgemaakt dat de Kier in de Haringvlietsluizen een positief effect heeft. In opgroeiwateren kan laagwater hebben geleid tot verhoogde mortaliteit onder jonge zalmen, gebrekkige passeerbaarheid (stroomopwaarts en stroomafwaarts) en beperkte paaimogelijkheden.

=> Impact/stressor: Toename

Voor correlatieberekeningen "teruggekeerde zalmen en afvoer" zie hoofdstukken 10.1 en 10.2.

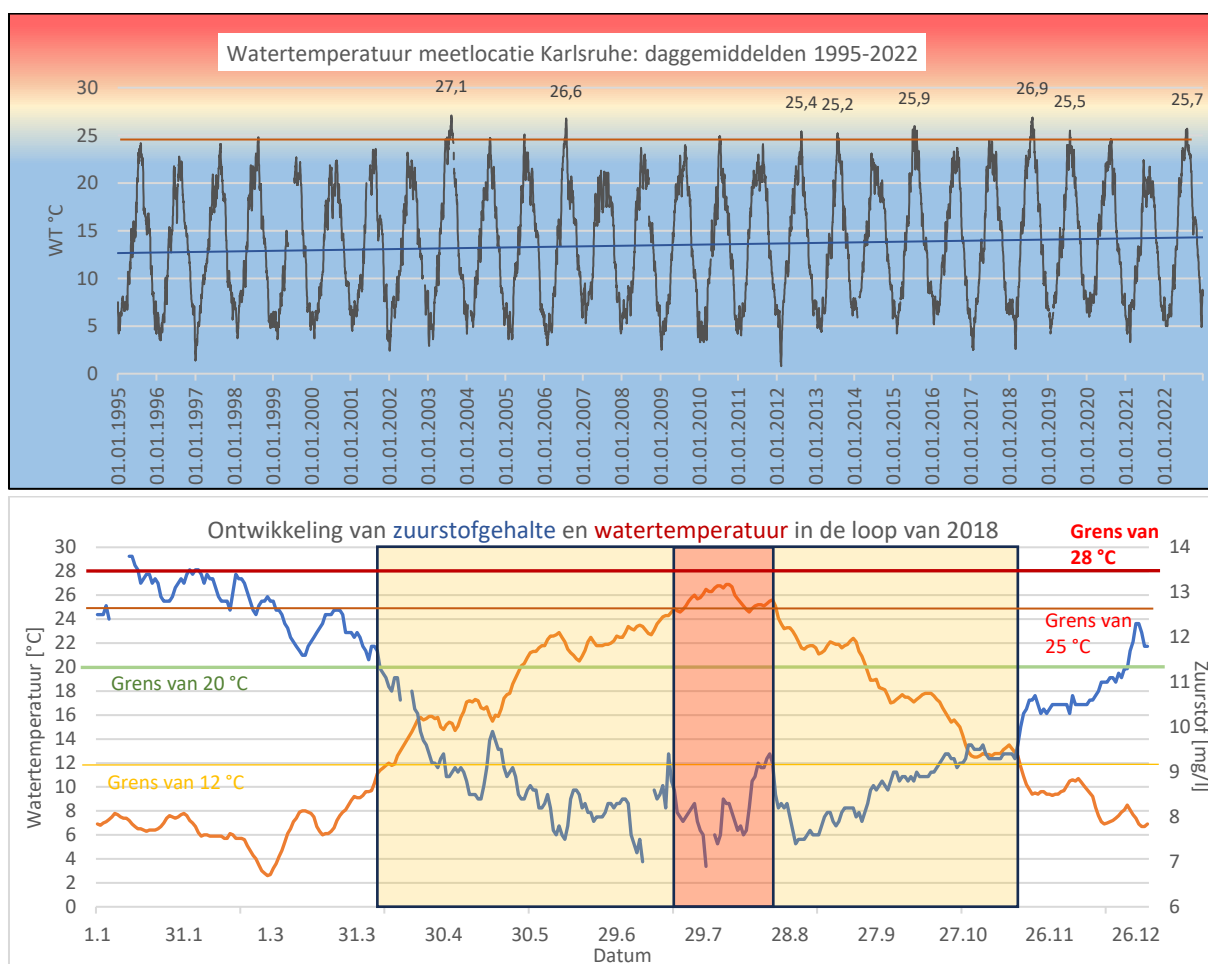
5.2.2 Temperatuur en zuurstof

Relevantie voor levensstadia: opgroei en stroomafwaartse trek, LC 0+ tot LC 2+; terugkeerders

In het gehele verspreidingsareaal van de Atlantische zalm komen er watertemperaturen aan de grenzen van het thermische tolerantiebereik voor, met lage waarden van net boven 0 °C in de noordelijkste regionen en hoge zomerwaarden in West-Europa die in de buurt komen van 25 °C (ELLIOT et al., 1998). In het zuidelijke verspreidingsgebied (bijv. de Loire) worden er watertemperaturen tussen de 25 en 27 °C bereikt. In geen enkel jaar waren de maximumtemperaturen in de Rijn hoger dan de letale bovengrens van 28 °C. Dat er geen negatieve effecten zijn waargenomen op het aantal terugkeerders (SCHNEIDER, 2009), hoewel er in 2003 dichtbij het wateroppervlak waarden boven 30 °C zijn bereikt (SCHNEIDER, eigen metingen in de noordelijke Bovenrijn), komt waarschijnlijk doordat zalmen en zeeforellen koelere refugia hebben opgezocht. Bij temperaturen tussen de 23 en 25 °C onderbreken zalmen hun migratie (SCHNEIDER, 2009); in de jaren 2003, 2006, 2012, 2013, 2018, 2019 en 2022 zijn er wellicht dergelijke migratiepauzes geweest (maximumwaarde: 27,1 °C in 2003) (figuur 48, bovenaan). Het zuurstofgehalte in de Rijn was ook in extreme jaren 2003 en 2018, die bijzonder heet en droog waren, nooit lager dan 5,4 mg/l (figuur 48, onderaan; zie ook figuur 47).

De factor watertemperatuur is relevant voor de opgroeifase (hier werd de letale grens van 28 °C blijkbaar voornamelijk niet bereikt) en voor stroomafwaarts trekkende smolts. Temperaturen > 23 °C veroorzaken stress bij jonge zalmen, hetgeen gepaard kan gaan met een verhoogde mortaliteit (BERNTHAL et al., 2023). De uittrek begint over het algemeen vanaf een watertemperatuur van ca. 8 °C en wordt ook op gang gebracht door afvoerhogingen; de migratiesnelheid bedraagt 0,2 – 112 km/dag (samengevat in WILMSMEIER et al., 2023). In de Aare, met drie hindernissen (waterkrachtcentrales), is een snelheid gemeten van 4,3 – 35,3 km/dag (mediaan 23,3) voor "semi-wilde" smolts en 1,2 – 22,3 km/dag

(mediaan 11,8) voor uitzetsmolts (zijrivier Bünz); één smolt bereikte in de Wigger, met zeven waterkrachtcentrales, een waarde van 8,4 km/dag. De semiwilde zalmen uit de Bünz legden de gehele afstand van de Bünz naar de Rijn in gemiddeld 50,7 uur af (ca. 2 dagen), wat overeenkomt met een gemiddelde snelheid van 1,14 km/u (27,4 km/dag) (WILMSMEIER *et al.*, 2023). In het Loire-Alliersysteem bedroegen de migratiesnelheden gemiddeld ca. 32 km/dag (bandbreedte: 5 – 106 km/dag), maar migratieknelpunten zorgden voor een duidelijke vertraging (IMBERT *et al.*, 2013). In het Loire-Alliersysteem doen de smolts uit de bovenloop gemiddeld 22 dagen over een afstand van 890 km. Deze smolts bereiken de Loiredelta gemiddeld rond 20 april. Het "fysiologische tijdvenster" voor de aanpassing aan zout water bedraagt ca. 3 weken. Voor de overgang van zoet water naar de zee, met een aanpassing in de osmoregulatie en een verandering in het voedselspectrum, geven de vissen de voorkeur aan een temperatuurbereik van 8-15 °C (AREVALO *et al.*, 2021). Aan de monding van de Rijn bij Hoek van Holland werd dit temperatuurbereik in de periode 1994-2022 voornamelijk van april t/m mei bereikt, in juni waren de temperaturen al hoger. In de open Noordzee lag het optimale temperatuurbereik in het verleden in de periode van begin mei t/m juni (figuur 49); dan hebben de smolts hun osmotische aanpassing al voltooid en is er, onder invloed van de temperatuur, een aanzienlijke hoeveelheid voedsel beschikbaar.

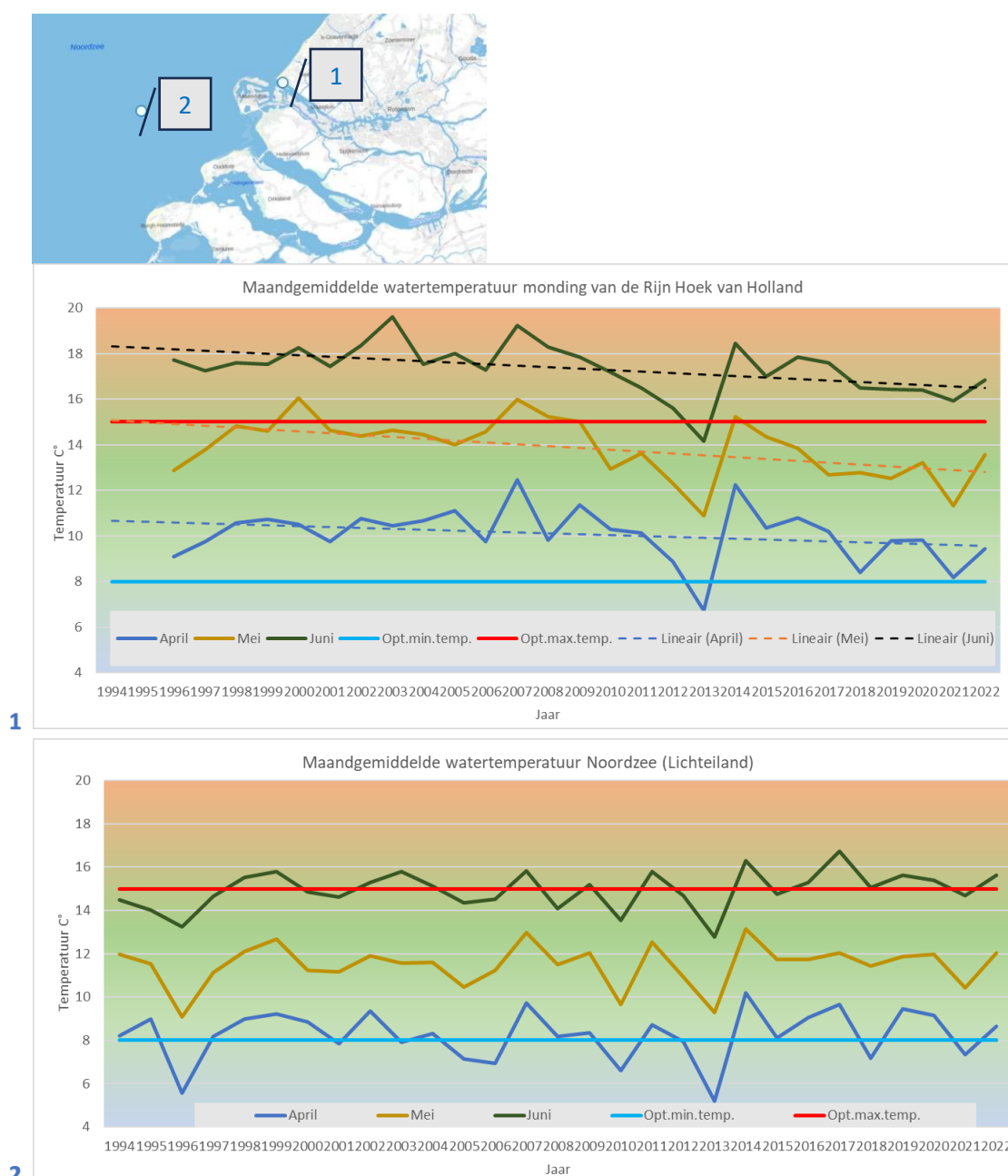


Figuur 48 bovenaan: Daggemiddelde watertemperaturen, meetlocatie Karlsruhe (stijgende trend); onderaan: zuurstofgehalte (blauwe lijn) en watertemperatuur (rode lijn), kader: periode >25 °C; meetlocatie Karlsruhe in het extreme jaar 2018 (1 januari t/m 31 december 2018)

De gegevens voor de periode 1994-2022 laten voor de monding van de Rijn een licht dalende temperatuurtrend zien met een ongewoon koud voorjaar in 2013. De temperaturomstandigheden in de Rijn (voorjaar) worden over het geheel genomen als onproblematisch beschouwd. Er wordt echter

wel verwacht dat onder invloed van klimaatverandering de stroomafwaartse migratiebewegingen van smolts steeds vroeger zullen starten (AREVALO *et al.*, 2021).

De migratie van smolts richting zee is de voorbije 50 jaar in het gehele noordelijke deel van de Atlantische Oceaan gemiddeld 2,5 ($\pm 0,3$) dag per decennium vroeger begonnen (OTERO *et al.*, 2014). Omdat de temperatuurstijging in de Noordzee in het voorjaar trager verloopt dan in de Rijn en zijn zijrivieren, kan niet worden uitgesloten dat dieren steeds vaker al vóór het optimale tijdvenster de Noordzee zullen bereiken. Hiertegenover staat echter dat de migratieafstand die de meeste subpopulaties in de Rijn moeten afleggen relatief lang is en dat er tijdverliezen kunnen worden verwacht als gevolg van gestuwde zones, wat betekent dat een late aankomst in het estuarium veeleer de regel is. Smolts uit Zwitserland hadden in 2023 bij hoge afvoeren tussen 49,9 uur (2,08 dagen) en 808,7 uur (33,7 dagen) (mediaan = 157,6 uur; 6,6 dagen) nodig vanaf de wkc Birsfelden (mededeling A. PETER 3 MEI 2024).



Figuur 49: Maandgemiddelde watertemperaturen in het voorjaar; midden: aan de monding van de Rijn (Hoek van Holland (1)); onderaan: in de open Noordzee (2); kaart bovenaan: ligging van de meetlocaties (behalve Noordzee april 2007 en april-juni 2008: gegevens Europlatform Noordzee))

Beoordeling: Het zuurstofgehalte in de Rijn was ook in de extreme jaren 2003 en 2018, die bijzonder heet en droog waren, nooit lager dan 5,4 mg/l. Dit betekent dat directe mortaliteit van *terugkerende salmoniden* als gevolg van zuurstofgebrek in de Rijn kan worden uitgesloten. De watertemperaturen bereikten zelfs in de extreme jaren 2003 en 2018 niet de letale grens van 28 °C (zalm). Er kan van worden uitgegaan dat salmoniden ontkomen aan temperatuurstress door koelere refugia op te zoeken, hetgeen verbonden is met een onderbreking van de stroomopwaartse trek en het risico op predatie vergroot. Verhoogde mortaliteit als gevolg van temperatuurstress in de Rijn kan niet worden uitgesloten. In de bekeken periode is er een trend zichtbaar richting hete jaren met weinig afvoer, die vermoedelijk kan worden toegeschreven aan klimaatverandering.

De voorbije temperatuurontwikkeling in het voorjaar heeft hoogstwaarschijnlijk vooralsnog geen negatieve invloed gehad op de *stroomafwaartse migratie van smolts* of op de overgang van de Rijn naar de Noordzee.

=> Impact/stressor: Toename bij terugkeerders

5.2.3 Scheepvaart

Relevantie voor levensstadia: terugkeerders, deels smolts

In rapporten uit onder andere de Verenigde Staten, Rusland en China worden veel gevallen beschreven van beschadigde (diepe scheuren en sneden) en gedode vissen van verschillende soorten in rivieren met intensieve industriële scheepvaart. De meeste onderzoeken naar "scheepspropellermortaliteit" komen uit de Verenigde Staten. SPIERTS (2016) stelt in een literatuuronderzoek verschillende analyses en ook bewijsmateriaal voor. In onderzoeken naar de vismortaliteit door duwverbanden op de Mississippi en de Illinois River (VS) stelden bijv. GUTREUTER *et al.* (2003) sterftcijfers vast van 2,52 individuen/km (1,00–6,09 individuen/km) bij de tot 47 cm lange elftensoort gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) en 0,53 individuen/km (0,00–1,33) bij de steurensoort shovelnose sturgeon (*Scaphirhynchus platyrhynchus*, lengte meestal 50-85 cm). KILLGORE *et al.* (2011) berekenden afhankelijk van de hydraulische en de geomorfologische randvoorwaarden in de rivier < 1 tot > 30 "ingezogen" exemplaren van verschillende vissoorten per gevaren kilometer, met een in verhouding tot de lichaamslengte toenemende kans.

Bewijzen Rijnsysteem (zie ook 7.1)

In 2011 zijn er op stranden aan de Waal over een lengte van ongeveer 500 m vier grote, overleden barbelen gevonden. De vissen waren zwaar beschadigd en zijn waarschijnlijk geraakt door scheepsschroeven. Er werd vermoed dat de vissen vooral als gevolg van de extreem lage waterstand waren "aangezogen" door de scheepsschroeven. Jaren eerder was er een vergelijkbaar fenomeen geweest, toen er in de Nederlandse Randmeren veel "gehalveerde", dode brasems waren gevonden. In mei 2011 waren er verschillende meldingen van honderden dode schieralen en zeeprikken op de droge zandstranden van de grote rivieren in Nederland. In al deze gevallen is er een direct verband gelegd tussen extreem lage waterstanden en botsingen met scheepsschroeven (zie hieronder).

SCHNEIDER & SEUFERT (2022a) hebben op basis van ingestuurde foto's van vissen die dood waren aangetroffen aan de Rijn en met behulp van eigen onderzoek van het roostergoed aan de wkc in Kostheim (Main) scheepsschroefslachtoffers van tien soorten geïdentificeerd: aal, steur (hier: spitssnuitsteur), zalm, zeeforel, barbeel, blankvoorn, meerval, snoekbaars, baars en snoek.

Afvoeren, scheepstypes en botsingskans

Tijdens laagwatersituaties, zoals in 2003, 2011 en 2018, wordt de afvoer in de waterweg Rijn geconcentreerd in de vaargeul. Bij deze omstandigheden lopen grote vissen *a priori* meer risico op botsing

met scheepsschroeven dan wanneer de afvoeren normaal of verhoogd zijn, omdat de dieren er bij laagwater vrijwel toe verplicht zijn om zich in de nauwe vaargeul op te houden.

Hoe langer de vis, hoe hoger het toerental van de scheepsschroeven (aantal omwentelingen per minuut) en hoe groter het schip (lading dan wel laadvermogen), hoe groter de kans dat een vis wordt getroffen door een scheepsschroef. Voor de vluchtbewegingen is ook de sprintsnelheid van de dieren relevant, d.w.z. dat zwakke zwemmers (zoals de steur) bijzonder gevaar lopen (SPIERTS, 2016). Op brede riviervluchten, in diep water en bij snelle stroming is het risico minder groot.

Snel varende, zwaarbeladen en diepliggende schepen met een krachtige meervoudige aandrijving vormen - in het bijzonder bij lage afvoeren - het grootste risico (VAN DE VEN, 2021).

De handelsvloot die de Rijn als waterweg gebruikt, werd in 2021 geraamd op ongeveer 10.000 schepen; ongeveer 7.000 hiervan gebruiken de Nederlandse Rijntakken. De Centrale Commissie voor de Rijnvaart en (NL) VAN DE VEN (2021) geven de volgende gemiddelde verkeerscijfers (aantal scheepvaartbewegingen/dag) voor de verschillende Rijntrajecten:

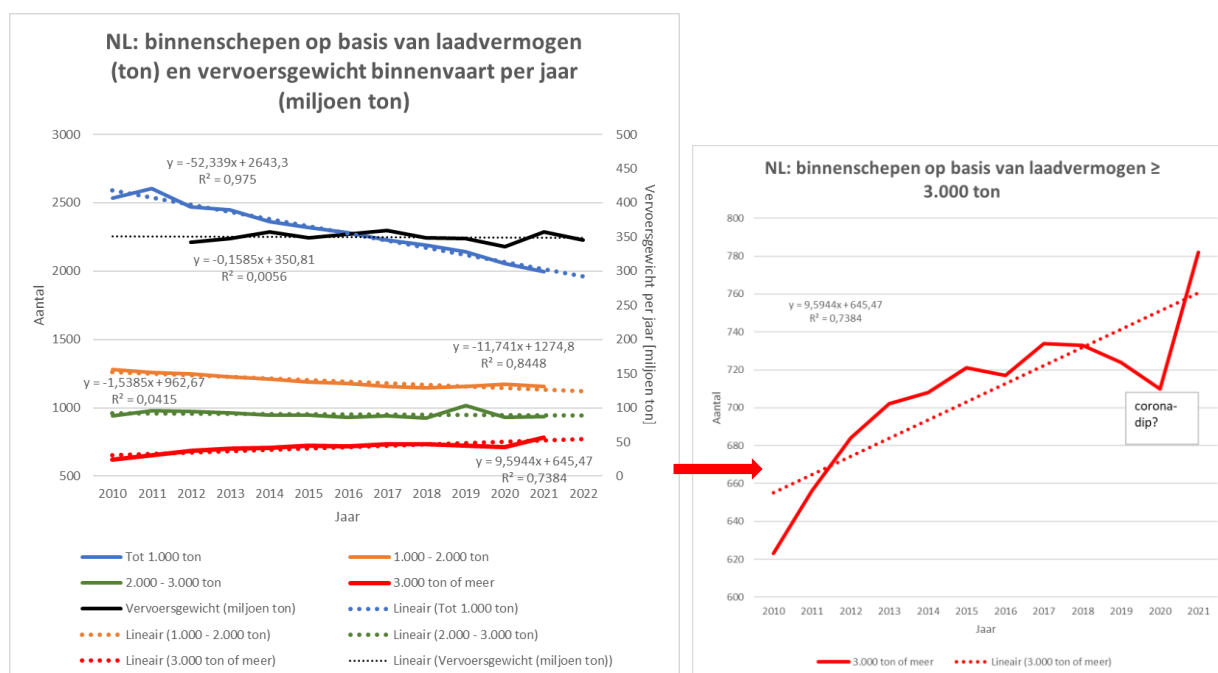
- Waal: 300, Boven-Merwede: 260; IJssel: 35, Nederrijn: 20 (totaal: 615)
- Duits-Nederlandse grens: 600
- Keulen: 400
- Mainz: 300
- Karlsruhe: 200
- Iffezheim: 100

Het totale aantal schepen in de Rijnvaart is sinds 2005 gedaald. Ook bij de kleine schepen (laadvermogen tot 1.000 ton) kan er een duidelijke achteruitgang worden vastgesteld. Daartegenover staat dat grote binnenschepen met een laadvermogen van ≥ 3.000 ton met 25% zijn toegenomen (figuur 51). Het aantal vaarbewegingen op de Waal en de Boven-Merwede is slechts aan kleine fluctuaties onderhevig.

Op basis van de scheepvaartintensiteit is de "trekkans" voor schieraal het grootst op de Waal (zie figuur 50). Zowel het absolute aantal scheepvaartbewegingen als het relatieve aantal in verhouding tot het watervolume is het hoogst op de Waal (VAN DE VEN, 2021). De Waal is ook de belangrijkste (migratie)route voor schieralen, zalm en zeeforellen.



Figuur 50: Links: de Waal (NL) is op bepaalde delen het Rijntraject met de intensiefste scheepvaart (bron: Google Maps, 2023); rechts: schematische weergave van de laterale gevarenszone bij een vaargeul met een breedte van ca. 120 m en verkeer van grote containerschepen



Figuur 51: Binnenschepen op basis van laadvermogen (ton; t) en vervoersgewicht van de binnenvaart per jaar (miljoen ton) (links); toename van grote binnenschepen met een laadvermogen van ≥ 3000 ton met +25% (rechts)

Door VAN DE VEN (2021) is met behulp van een rekenmodel voor de Waal ter hoogte van Druten een inschatting gemaakt van het totale debiet dat per etmaal door de propellers van de voorbijkomende schepen stroomt (het propellerdebiet) en de verhouding van dat volume tot de rivierafvoer. Daarbij zijn verschillende scenario's doorgerekend om zicht te krijgen op de orde van grootte en de verhouding tussen de verschillende factoren en het risico voor vissen. Scenario 3 "droge zomer": In de zomer van 2018 passeerde de totale afvoer van de Waal drie keer door de propellers van de passerende schepen.

Er bestaat een direct verband tussen de schadefrequentie, de intensiteit van de scheepvaart (o.a. SPIERTS, 2016) en de grootte van de vissen (GUTREUTER *et al.*, 2003; KILLGORE *et al.*, 2011; BALAZIK, 2012). Andere factoren zijn de breedte en de diepte van de vaargeul (KILLGORE *et al.*, 2011) (zie figuur 50). In de Rijn (inclusief Lek en Waal) blijft er bij laagwater maar een paar decimeter vrije hoogte tussen de scheepsbodem en de waterbodem (diepte van de vaargeul: meestal rond de 250 cm).

Beoordeling: Rekening houdend met de dalende ontwikkeling in de Rijnafvoeren (zie hoofdstuk 10.1) en de toename van het aantal grote schepen is de theoretische botsingskans tussen scheepsschroeven en vissen in de periode 2010-2022 gestegen, ondanks het constante vervoersgewicht en de vrijwel onveranderde vaarbewegingen (gegevens 2009-2018), omdat het aantal schepen met een groter laadvermogen is toegenomen (+ 25%; zie figuur 51 rechts). Grote, Snel varende, zwaarbeladen en diepliggende schepen met een krachtige meervoudige aandrijving vormen - in het bijzonder bij lage afvoeren - het grootste risico voor vissen. Op de veel bevaren Waal is het botsingsrisico het grootst. Dat volwassen salmoniden het veeleer ondiepe (vaak warmere) gedeelte tussen de oever en de strekdammen gebruiken voor hun migratie, is vrij onwaarschijnlijk.

=> Impact/stressor: Duidelijke toename

5.2.4 Waterkracht en passeerbaarheid

Relevantie voor levensstadia: smolts, terugkeerders (habitats: ook voortplanting en opgroefases van LC 0+ tot LC 2+)

5.2.4.1 Passeerbaarheid voor de stroomopwaartse vismigratie

De passeerbaarheid van de migratieroutes van de zalm en de bereikbaarheid van de zijrivieren die deel uitmaken van het trekvisprogramma is sinds de start van de herintroductie aan het begin van de jaren 1990 substantieel verbeterd in de hoofdstroom van de Rijn en enkele zijwateren (tabel 6). Voor de situatie in de Rijn, en meer bepaald de Duits-Franse Bovenrijn, zie de figuren A16 en A17 in bijlage II. De passeerbaarheid van omleidingskanalen in zijrivieren kan, afhankelijk van welke regels hierop van toepassing zijn, worden verstoord door lage afvoeren; het aantal laagwaterfases in het Rijnstroomgebied is toegenomen.

Tabel 6: Ingebruikneming van belangrijke voorzieningen voor stroomopwaartse vismigratie in het Rijnsysteem; onttrekkingsverbod zalm en zeeforel

Jaar	Delta	Duits-Franse Bovenrijn	Moezel	Sieg
2000	[Onttrekkingsverbod Z&ZF]	Iffezheim		Buisdorf
2001	Driel			
2004	Amerongen, Hagestein			
2006		Gambsheim		
2012			Koblenz (nieuwbouw)	
2016		Straatsburg, Kembs		
2018	Haringvliet (kier)			
2019		Gerstheim		

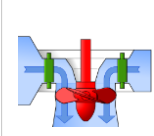
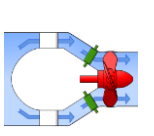
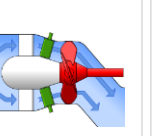
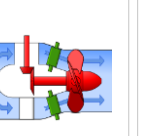
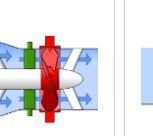
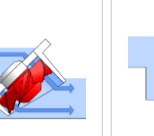
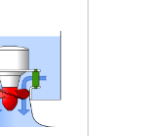
Beoordeling: De passeerbaarheid voor trekvis in het Rijnsysteem is sinds 2000 verbeterd. Voor het gros van de locaties ontbreekt het echter aan specifieke functionaliteitscontroles. De kier in de Haringvlietssluis moest vanaf 2018 de smoltuittrek en de terugkeer van vissen optimaliseren. De verwachting was dat het aantal terugkeerders van 2019 t/m 2022 succesvol zou toenemen (2022: terugkeer van de 3-ZW-zalmen die in 2019 waren uitgetrokken).

=> Impact/stressor: In het Rijnstroomgebied duidelijk afname; meeste zijwateren: onduidelijk

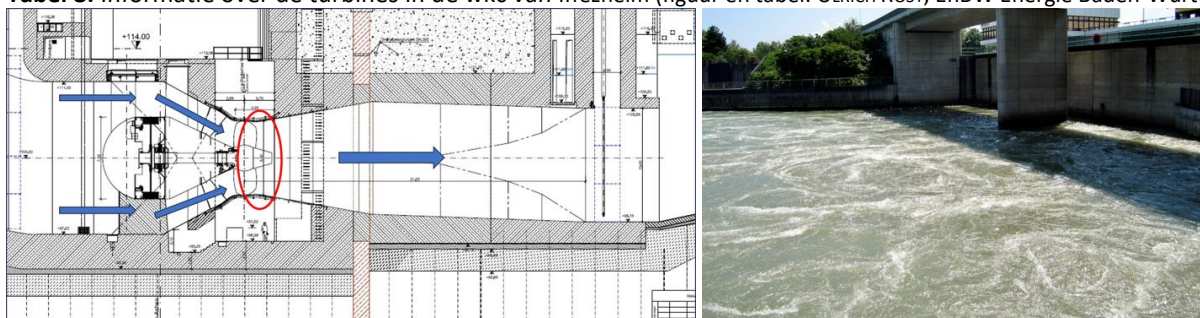
5.2.4.2 Waterkracht

In installaties met horizontale turbines en weinig Δh kan het bij stroomsnelheden tot 6 m/s in de zuigbuis voorkomen dat zeer goede zwemmers (in het bijzonder salmoniden) de installatie in zwemmen en als er contact is met turbines of andere delen van de installatie kan het komen tot ernstige verwondingen (meestal vooraan de kop) (FERC, 1995) (*tailrace mortality* - zie hoofdstuk 7.5). Bij verticale turbines is de kritieke waarde voor turbinecontact waarschijnlijk veel lager dan 6 m/s, omdat de vissen in een rechte hoek moeten draaien om de turbineschoepen te bereiken. Echter, zoals bij horizontale turbines lopen vissen het risico om door schuifkrachten en turbulentie tegen delen van de installatie in de zuigbuis te worden geslingerd (in het bijzonder als de dieren vermoeid zijn, bijv. na meerdere pogingen om stroomopwaarts te trekken). Dit leidt veelal tot schaafwonden en schubverlies. In tabel 7 worden de varianten voorgesteld van de "Kaplanturbine", het vaakst voorkomende turbinetype, en in tabel A2 in bijlage II wordt een inschatting gegeven van de barrièrewerking en het *Tailrace Mortality Risk* op de belangrijkste wkc-locaties aan de Rijn en de Maas, inclusief informatie over de turbinetypes en de stroomsnelheden in de zuigbuis.

Tabel 7: Schematische weergave van verschillende types van de Kaplan turbine (bron: <https://de.wikipedia.org/wiki/Kaplan-Turbine>)

						
Verticale Kaplan turbine; De generator ligt boven de waterinlaat	Eigenlijke Kaplan-turbine (horizontaal); De generator ligt centraal in de waterpijp	S-turbine; De turbineas gaat door de zuigbuis naar de generator	Transmissie-turbine; De turbineas is via een transmissie verbonden met de generator	Straflo-turbine; Aan de buitenwaaier van de turbineschoepen verloopt een ring die wordt gedeeld met de rotor van de generator	VLH-turbine; De generator is in het binnenste van het loopwiel geïnstalleerd	DIVE-turbine met vaste loopwiel-schoepen; De generator bevindt zich direct boven de turbine en ligt volledig onder water

In Iffezheim zijn er twee verschillende turbintypes (turbomachines 1-4 en turbomachine 5). In tabel 8 is de informatie over de turbines weergegeven, inclusief de uitstroomsnelheid aan de naaf (als sterke benadering op basis van de vereenvoudigde aanname van een gelijkmatige verdeling van het debiet) (ULRICH ROST, EnBW Energie Baden-Württemberg AG, schriftelijke mededeling 27 september 2023). Hieruit blijkt dat bij lage debieten de mogelijkheid niet geheel kan worden uitgesloten dat grote MZW-zalmen in het benedenpand de installatie inzwemmen. Bij hogere afvoeren vormt de sterke (en turbulente) stroming (> 6-7 m/s) daarentegen een inzwembarrière (zie FERC, 1995).

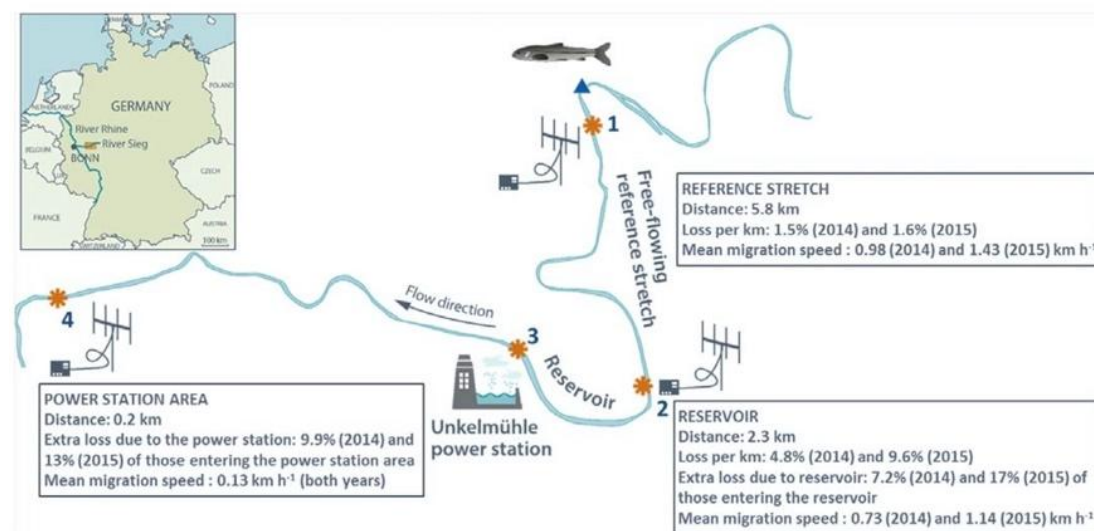
Tabel 8: Informatie over de turbines in de wkc van Iffezheim (figuur en tabel: ULRICH ROST, EnBW Energie Baden-Württemberg AG)

	Turbomachines 1-4	Turbomachine 5
Range operationele aanzuigcapaciteit min - max	140 m ³ /s – 275 m ³ /s	160 m ³ /s – 400 m ³ /s
Diameter van het loopwiel = smalste doorsnede aan de naaf	5 m	6 m
Doorstroomde oppervlakte aan de naaf	20 m ²	28 m ²
Snelheid direct aan de naaf (rode cirkel) o.b.v. range aanzuigcapaciteit min - max	7 m/s – 14 m/s	6 m/s – 14 m/s

Pilot waterkrachtcentrale Unkelmühle (Sieg)

De predatie aan waterkrachtcentrales kan - zoals aan de waterkrachtcentrale in Unkelmühle op de Sieg (figuur 52) - een aanzienlijke verliesfactor voor zalm-smolts betekenen (ØKLAND *et al.*, 2016). Het totale verlies door de waterkrachtcentrale aan de Unkelmühle bedroeg *ondanks de geoptimaliseerde technische visbescherming inclusief voorzieningen voor de stroomafwaartse vismigratie* in 2014 minstens 16,0% en in 2015 25,1%. In 2016 was het verlies door de waterkrachtcentrale minder groot dan de twee jaren daarvoor (2,9%), hetgeen is verklaard door een hoger debiet dan de jaren daarvoor, d.w.z. dat meer smolts de waterkrachtcentrale succesvol zijn gepasseerd via de hoogwaterspuisluis (HAVN *et al.*, 2018) (voor de betekenis van de afvoer, zie hoofdstuk 6.1). In de onderzoeken zijn geen

vissen waargenomen die door de turbines zijn gegaan, wat betekent dat het 10 mm-rooster 100% van de vissen heeft tegengehouden.



Figuur 52: Belangrijkste resultaten voor met transponders gezenderde smolts op verschillende trajecten van de Sieg (zie kadertjes). Aan het blauwe driehoekje zijn gezenderde smolts uitgezet; aan de oranje sterretjes staan ontvangers waar voorbijtrekkende smolts zijn geregistreerd (locatie 4 is pas sinds 2015 in gebruik). Figuur uit ØKLAND *et al.*, 2016

Beoordeling: Het aantal waterkrachtcentrales (wkc's) in de trekvisrivieren is licht gestegen. Daartegenover staat dat er (vooral in Baden-Württemberg en aan de Sieg in Noordrijn-Westfalen) verschillende wkc's zijn uitgerust met voorzieningen voor visbescherming en stroomafwaartse vismigratie. Gelet op het voorgaande zou er eigenlijk moeten worden uitgegaan van een enigszins afnemende ontwikkeling in de impact/stressor waterkracht.

Echter, de negatieve invloeden van wkc's op de overlevingskans van smolts (turbinemortaliteit, predatie, belasting van het tijdsbudget) moeten ook worden gerelateerd aan de factor afvoeren (hier: in het voorjaar), want hoe kleiner het aandeel water dat over de overlaat stroomt, hoe groter het aandeel van de afvoer dat door de turbine gaat. Lage afvoeren werken ook de predatiekans aan wkc's in de hand, in het bijzonder in gestuwde zones, en reduceren de uittreksnelheid. Het verband tussen deze twee elementen wordt duidelijk in de onderzoeken aan de Unkelmühle op de Sieg en zeer waarschijnlijk ook in de correlaties "*aantal terugkeerders versus afvoeren in het voorjaar één en twee jaar eerder*" (zie hoofdstuk 9).

=> Impact/stressor: Matige toename

Sinds de ingebruikneming van de wkc in Kostheim (2010) en de hierdoor gecreëerde verbinding met het benedenpand in Eddersheim is het risico dat vissen turbines inzwemmen in de Main ten minste lokaal hoogstwaarschijnlijk gestegen. De meeste aanwijzingen hebben betrekking op de Maas.

=> Impact/stressor: Lokale toename

5.2.5 Elektromagnetische velden rondom onderzeese kabels

Relevantie voor levensstadia: postsmolts, terugkeerders

Onderzeese stroomkabels veroorzaken elektromagnetische velden (EMV) in het mariene milieu. Er zijn momenteel geen betrouwbare aanknopingspunten die erop wijzen dat onderzeese kabels een negatieve invloed hebben op de migratie van zalmen en andere trekvis (o.a. WYMAN *et al.*, 2023).

De factor "elektromagnetische velden rondom onderzeese kabels" wordt uitgebreid besproken in bijlage II.

Beoordeling: Naar de effecten van onderzeese kabels (inclusief mogelijke gevolgen op lange termijn) moet meer op migratie gebaseerd onderzoek worden gedaan.

=> Impact/stressor: Toename, maar de betekenis is onduidelijk

6. Classificatie van visschade bij terugkeerders

Het identificeren van de oorzaken van visschade aan de hand van uitwendige letsels is veelal uiterst onzeker. Hieronder zijn schadepatronen op een rij gezet, waarvan de oorzaken met een hoge mate van zekerheid konden worden achterhaald. In de fotodocumentatie in bijlage I wordt een uitvoerig overzicht gegeven.

6.1 Botsingen met schepsschroeven

Botsingen met schepsschroeven leiden tot diepe snijwonden, amputatie van lichaamsdelen (vaak staartvinnen) en in tweeën gehakte vissen. De meest voorkomende uitwendige letsels bij vissen die dood worden aangetroffen in de Rijn zijn volgens SCHNEIDER & SEUFERT (2022a) zogenaamde "doorgesneden kelen" aan de zijkant van de kop. Wat al deze verwondingen gemeen hebben, is dat de verwonding alleen aan één kant van het vissenlichaam voorkomt en - overeenkomstig de stand van het propellerblad - vaak schuin tegenover de as van het vissenlichaam verloopt (figuur 53). Uitgaande van de gemelde vondsten worden vooral grotere exemplaren en zeer goede zwemmers dan wel soorten het slachtoffer (barbeel, snoekbaars, steur, zeeforel, zalm).



Figuur 53, links: Vrouwtjeszalm met pas doorsneden keel van kieuwdeksel tot keel, levend gevangen op 17 november 2012 in de Saynbach; rechts: mannetjeszalm, dood gevonden met doorsneden keel; uit de Oppenheimer haven in september 2009 (foto: HERZOG, gemeld aan de SGD Süd Neustadt/Weinstraße)

6.2 Bijtonden door de meerval

In figuur 54 zijn twee MZW-mannetjesvissen te zien die zijn gefotografeerd in Iffezheim. Zoals blijkt uit de grootte en de vorm van de sikkelvormige beetsporen zijn deze (en veel andere, hier niet getoonde) zalmen van anderen aangevallen door grote meervallen. Verdere indicaties komen uit VAKI-opnames in het controlestation in Koblenz op de Moezel (MOCKENHAUPT, schriftelijke mededeling).



Figuur 54: Sporen van meervalbeten, vispassage Iffezheim: bovenaan: mannetjeszalm ca. 80 cm met maar liefst twee beetsporen (30 mei 2021); onderaan: mannetjeszalm ca. 90 cm (23 april 2023) (foto's: STEFAN THEOBALD)

6.3 Visschade door de gewone zeehond en de grijze zeehond

Gewone en grijze zeehonden veroorzaken meestal zeer karakteristieke verwondingen, omdat er sprake is van klauwsporen (vaak direct naast deels diepe, rafelige vleeswonden) (figuur 55).



Figuur 55: Vrouwtjeszalm met (bevestigde) zeehondenbeet, uit de Agger (Siegsysteem) in 2003 (foto: ARMIN NEMITZ)

6.4 Visserij (vangst in netten en fuiken, handling)

Visschade als gevolg van kieuwnetten kan worden herkend als lineaire wonden die in ernst variëren van dunne, donkere lijnen tot grote, open wonden. Dergelijke verwondingen bevinden zich in de regel rond de snuit, op de rug achter de kop en van de voorste punt van de rugvin helemaal tot het begin van de buikvinnen (BASS *et al.*, 2018). Ook ingescheurde staartvinnen (bovenaan rechts) en kruiselings verlopende lijnpatronen (onderaan) zijn typische kenmerken van visschade als gevolg van vangst in netten (K. WHELAN, ATLANTIC SALMON TRUST, mondelinge mededeling 2023) (figuur 56).



Figuur 56: Links: zalm uit Iffezheim (22 februari 2023) met netvormig schadepatroon; rechts: zalm uit Iffezheim (3 april 2023) met ingescheurde staartvin (foto's: ST. THEOBALD)

6.5 Waterkrachtturbines (*tailrace mortality*)

Aangezien vissen over het algemeen de hoofdstroming volgen en het water dat uit de uitlaat van turbines komt qua volume en snelheid een groot visgeleidend effect heeft, bestaat in principe voor alle zeer goed zwemmende soorten de mogelijkheid dat ze de zuigbuis tot aan het turbineloopwiel inzwemmen, voor zover de uitstroomsnelheid lager is dan de individuele sprintsnelheid van de vissen en de hydraulische omstandigheden zodanig zijn dat vissen de zuigbuis kunnen inzwemmen. Zeer goed zwemmende salmoniden die zich naar sterke stroming richten, zoals de zeeforel en de zalm (figuur 57) lopen een bijzonder groot potentieel risico om hier schade te ondervinden, omdat deze soorten als ze hun sprintsnelheid hebben bereikt tot de schoepen van het loopwiel kunnen doordringen. Vissen kunnen ook schade oplopen door het contact met de binnenkant van de zuigbuis of door schuifstroming in de zuigbuis (FERC, 1995). Bijgevolg bestaat er, ook voor andere soorten (o.a. elften), bij geringe valhoogtes en lage uitstroomsnelheden (bijv. horizontale turbines, VLH-turbines) een vermoedelijk zeer groot risico op verwondingen.



Figuur 57: Zalmen uit de Maas benedenstrooms van waterkrachtcentrales met kenmerkende verwondingen aan de snuit (foto's: SPORTVISSERIJ NEDERLAND; Y. NEUS)

6.6 Zeeprik en rivierprik

Deze twee rondbekken (Cyclostomata) zijn anadroom. Het gaat om kaakloze vissen met scherpe tandjes in de mondschijf, die worden beschouwd als een aanpassing aan de parasitaire levenswijze. Met hun met kraakbeen versterkte tong raspen beide soorten weefseldeeltjes af. Dit leidt meestal tot opvallende, min of meer cirkelvormige wonden, die vervolgens ook geïnfecteerd kunnen raken (figuur 58). Zalmen met beetsporen van zeeprikken zijn voornamelijk niet *onweerlegbaar* gedocumenteerd in het Rijnstroomgebied (met uitzondering van afzonderlijke vondsten in de Sieg (2015) en de Eifel-Rur (Maassysteem; 2019)).



Figuur 58: Zalmen met beetsporen van zeeprikken uit de Sieg, 2015 (foto: A. NEMITZ), uit de Eifel-Rur bij Roermond, 2019 (foto: T. BELGERS)

6.7 Ziektes, parasieten en verontreinigende stoffen

Monitoring

Visziektes en parasieten bij terugkeerders worden in de Rijnsoeverstaten niet specifiek gemonitord. In Frankrijk worden terugkeerders onderzocht die vanuit de vispassages in Iffezheim en Gamsheim naar de viskwekerij in Obenheim worden gebracht (tot dusver geen epidemieën). De huidletsels die in het recente verleden vaker werden gezien, zijn niet in de eerste plaats het gevolg van visziektes en parasieten. Verschillende verontreinigende stoffen worden in de Rijn vrijwel gebiedsdekkend gemonitord.

"Red Skin Disease" Het verschijnen van de "Red Skin Disease" (RSD) vormt een potentiële bedreiging voor de zalmpopulaties in het Rijnsysteem. Tot dusver zijn er in het Rijnstroomgebied nog geen zalmen met desbetreffende ziektesymptomen geregistreerd.

Zeewaterbacterie *Tenacibaculum dicentrarchi* Noorse wetenschappers hebben gewezen op het gevaar van de zeewaterbacterie *Tenacibaculum dicentrarchi* voor postmolts⁴. In de Rijn bestaan er geen indicaties voor ziektesymptomen.

⁴ <https://www.fishfarmingexpert.com/norway-norwegian-school-of-veterinary-science-tenacibaculum-dicentrarchi/seaborne-bacteria-blamed-for-sudden-and-powerful-disease-outbreak/1362617>; aangeklikt op 1 juni 2023, 17.06u

Gyrodactylus salaris In Noorwegen heeft de verspreiding van de parasiet *Gyrodactylus salaris* dramatische effecten gehad op een groot aantal populaties wilde zalmen. In het Rijnstroomgebied zijn er tot dusver nog geen zalmen geregistreerd die zijn besmet met *Gyrodactylus*.

ISA (Infectious Salmon Anemia - Virus) De ziekte Infectieuze Zalmanemie (ISA) wordt bij de Atlantische zalm veroorzaakt door besmetting met het Orthomyxovirus en leidt tot een systemische en dodelijke ziekte-toestand, die wordt gekenmerkt door ernstige anemie en variabele hemorragieën en necrose in meerdere organen. In het Rijnstroomgebied zijn er tot dusver nog geen zalmen geregistreerd die zijn besmet met ISA.

Verontreinigende stoffen

Het is veeleer onwaarschijnlijk dat smolts en terugkeerders de voorbije twintig jaar in toenemende mate worden aangetast door verontreinigende stoffen in de Rijn, aangezien de (gemeten dan wel gemonitorde) vrachten schadelijke stoffen over het algemeen afnemen, zelfs bij toenemende laagwaterafvoeren (minder verdunning). Bij terugkerende zalmen kan een aantasting nagenoeg worden uitgesloten, aangezien ze zich maar kort in de rivier ophouden en hun voedselopname stoppen.

7. Binnen- en kustvisserij

In 2000 is in Nederland als een van de ondernomen acties om de situatie voor zalm en zeeforel te verbeteren de terugzetverplichting doorgevoerd (VAN DER MEIJ *et al.*, 2005).

Uit onderzoek met gezenderde zalmen en zeeforellen kan worden afgeleid dat zalm en zeeforel worden gevangen. Ongeveer 15% van de (inwendig) gezenderde dieren werd in de onderzoeken teruggemeld. Hiervan had ongeveer de helft betrekking op vangsten door beroepsvissers. De andere helft werd gevangen door sportvissers (VAN DER MEIJ *et al.*, 2005).

Van de zalmen die in de verschillende visserijvormen terechtkomen lijken, op basis van enquêtes en monitoringen, deze voornamelijk in de fuikenvisserij en de sleepnetvisserij (garnalenvisserij en kleinschalige sleepnetvisserij) gevangen te worden; totaal mogelijk enkele honderden smolts en adulten waarbij de sterftepercentages van zalmachtigen in de fuiken en sleepnetvisserij worden geschat op 0-25%. Er gelden echter aanzienlijke onzekerheden en kennislacunes met betrekking tot de representativiteit van deze gegevens (VAN RIJSSEL *et al.*, 2019).

7.1 Hengelsport (illegale visserij, bijvangst)

Bijvangst: Er zijn geen betrouwbare, kwantitatieve gegevens over hengelvangsten in het Rijnsysteem. Voor onopzettelijk "bijgevangen" dieren geldt in het gehele Rijnsysteem een terugzetverplichting, waarvan de naleving niet systematisch wordt of kan worden gecontroleerd. De terugzetverplichting in de sportvisserij kan weliswaar een effectieve beleidsmaatregel zijn, maar slechts een deel van de zalmen overleeft dit proces (DEMPSON *et al.*, 2002; THORSTAD *et al.*, 2003).

Het aantal zalmen dat door Duitse en Nederlandse recreatieve vissers wordt gevangen, blijft onduidelijk. De schattingen van het aantal salmoniden dat aan de Haringvlietsluizen wordt gevangen schommelen tussen 5-30 (JANSEN *et al.* (2008)) en honderden op jaarbasis, uitgaand van gesprekken (VAN GIELS & VRIESE 2016). Hoewel beroeps- en sportvissers er sinds 2000 wettelijk toe verplicht zijn om gevangen salmoniden terug te zetten, is onduidelijk hoeveel procent van de vissers dit ook daadwerkelijk doet.

Illegale visserij (poaching): De omvang van de verliezen als gevolg van doelgerichte stroperij (poaching) kan als gevolg van ontbrekende gegevens niet worden gekwantificeerd. Vanuit Nederland is bekend dat er meerdere recreatieve vissers zijn die gericht op salmoniden vissen, maar dit zijn er blijkbaar maar een paar en het komt naar het schijnt maar zelden voor dat er in Nederlandse rivieren een zalm wordt

gevangen (bron: SPORTVISSERIJ NEDERLAND), hoewel op de zogenaamde hotspots Haringvliet en Maasvlakte (Nieuwe Waterweg) en IJmuiden (voornamelijk zeeforellen) de kans om een zalm te vangen waarschijnlijk groter is. De schattingen van het aantal salmoniden dat aan de Haringvlietssluisen wordt gevangen schommelen tussen 5-30 (JANSEN *et al.* (2008)) en honderden op jaarbasis, uitgaand van gesprekken (VAN GIELS & VRIESE, 2016). Uit een onderzoek naar het potentiële vangstsucces van *gerichte* hengelvissers op zalmen in het mondingsgebied van een paarivier (Saynbach; Middenrijn) is gebleken dat in een bepaald tijdsvenster meer zalmen konden worden gevangen dan er met andere methoden (visuele controles, elektrische visserij gedurende drie dagen) konden worden vastgesteld (zie SCHNEIDER, 2009). Een vergelijkbaar "vangstsucces" lijkt ook mogelijk aan andere riviermondingen en benedenstrooms van kunstwerken in grote rivieren. BLASEL (mondelinge mededeling, 2008) beschikt over aanwijzingen dat één enkele hengelaar in 2007 benedenstrooms van Gamsheim rond 40 grote salmoniden kon vangen (allemaal onttrokken). Omdat zalmen niet homogeen zijn verdeeld over de hoofdstroom, maar kenmerkende migratieroutes (inclusief rustgebieden) gebruiken (wat sinds de late middeleeuwen logischerwijs heeft geleid tot het plaatsen van vaste vstuigen voor de zalm) en omdat zalmen in het bijzonder voor de paaitijd samenscholen voor de monding van paarivieren kan de groeiende kennis over zulke "lonende" locaties het vangstsucces van individuele vissers merkbaar verhogen.

7.2 Kustvisserij (poaching, bijvangst)

Bijvangst: VAN RIJSSEL *et al.* (2019) hebben op basis van gesprekken, enquêtes, monitoringsgegevens en waarnemingen uit 2018 een ruwe (voorlopige) raming opgesteld en ze komen uit op 187 volwassen Atlantische zalmen en 202 smolts die elk jaar door commerciële vissers in Nederland worden gevangen. De auteurs vermoeden dat de vangsten sindsdien zijn afgenomen als gevolg van het krimpende bestand. **Illegale visserij (poaching):** Er zijn duidelijke indicaties, maar geen betrouwbare gegevens.

Beoordeling: De factor visserij kan door een gebrek aan betrouwbare gegevens niet goed worden ingeschat. Hoogstwaarschijnlijk is er sprake van een *aanhoudend* negatieve invloed op zalmen en zeeforellen, en eventueel elften.

=> Impact/stressor: Aanhoudend, waarschijnlijk geen toename

Correlatieberekeningen zijn bij gebrek aan betrouwbare gegevens niet mogelijk.

8. Hybride vissen *Salmo salar* x *Salmo trutta*, kweekzalmen, genetica

8.1 Hybride vissen *Salmo salar* x *Salmo trutta*

Dat er in het Rijnsysteem jonge hybride vissen *Salmo salar* x *Salmo trutta* voorkomen, is tot dusver slechts in een klein aantal gevallen bevestigd. In 2017 zijn er 7 potentiële wilde vissen uit de Elzbach (Moezelsysteem) in het kader van genetisch onderzoek als hybride geïdentificeerd (ENSING, 2018). In 2018 zijn er 75 forellen van de LC 0+ en één hybridevorm van zalm en forel geregistreerd (SCHNEIDER, 2020). THEOBALD (2022) heeft in 6.586 monsters uit kwekerijen 5 exemplaren aangetroffen die zeker hybride zijn. Ook in Frankrijk zijn er uitgesproken weinig hybride vissen vastgesteld (FRANSE DELEGATIE, schriftelijke mededeling aan de ICBR, 2024). Genetische problemen als gevolg van de hybridisering van *Salmo salar* x *Salmo trutta* zijn in het Rijnsysteem vooralsnog niet bekend; bijgevolg kan hoogstwaarschijnlijk worden uitgesloten dat de zalmpopulaties van bij ons in het verleden zijn beïnvloed.

8.2 Kweekzalmen

Kweekzalmen zijn tot dusver niet stelselmatig geregistreerd in het Rijnsysteem. Aangezien uitwendige kenmerken, zoals misvormde vinnen en verkorte kieuwdeksels ook bij uitgezette smolts voorkomen, kunnen kweekzalmen uiteindelijk alleen genetisch worden geïdentificeerd. Het kan weliswaar niet met zekerheid worden uitgesloten dat de zalmpopulaties van bij ons in het verleden zijn beïnvloed, maar deze invloed is wellicht van ondergeschikt belang.

Beoordeling: De in 9.1, 9.2 en 9.3 beschreven factoren oefenen vooralsnog geen invloed uit op zalmen en zeeforellen.

=> Impact/stressor: Tot dusver geen betekenis

Correlatieberekeningen zijn bij gebrek aan betrouwbare gegevens niet mogelijk.

8.3 Genetica

Sieg: Uit de analyses van de genetische diversiteit van de zalmen die de Sieg intrekken is gebleken dat hun diversiteit over het geheel genomen vergelijkbaar is met die van natuurlijke populaties. De genetische diversiteit van de Siegzalmen is dus vergeleken met andere populaties niet verminderd. Dit wijst erop dat er in kwekerijen met een voldoende groot aantal ouderdieren wordt gewerkt en dat inteelt geen probleem zou mogen zijn voor het voortbestaan van de soort (AQUABIOS, 2017). **Duits-Franse Bovenrijn/Zwitserland:** Het onderzoek naar de genetische diversiteit vergeleken met de terugkeerders laat voor geen van de uitgezette populaties en ouderdieren beperkingen in de genetische diversiteit zien. Uit de verkregen resultaten bleek echter wel een (vanuit de literatuur bekend) verlies aan fitness door domesticatie. Uitgezette zalmen die afstamden van wilde zalmen overleefden bijvoorbeeld beter dan zalmen die afstamden van kweekzalmen (VONLANTHEN, 2020; AQUABIOS, 2023).

9. Mariene mortaliteit

In veel wilde en kweekbestanden in het noordelijke deel van de Atlantische Oceaan is het aantal terugkerende, volwassen zalmen sinds 1985 gedaald of ineengestort (zie hoofdstuk 4.5). Herstelmaatregelen, het sluiten van de commerciële visserij en beperkingen in de hengelsport konden de achteruitgang niet tegenhouden. Menselijke ingrepen, zoals stuwdammen, milieuvervuiling of overbevissing van de zeeën waren in het verleden verantwoordelijk voor de achteruitgang van enkele populaties, maar ook bij rivier- en broedpopulaties zonder duidelijke lokale invloeden is het aantal volwassen dieren sinds 1985 gedaald of ineengestort (DADSWELL *et al.*, 2022). Veel bestanden in Noord-Europa zijn daarenboven blootgesteld aan massale besmetting met zalmluis. Deze parasiet besmet en verzwakt smolts en postsmolts in de omgeving van zalmkwekerijen (COSTELLO, 2009).

Klimaatverandering: De negatieve effecten van zalmluis op het overleven van salmoniden lijken te worden versterkt door warmere milieuomstandigheden (BATEMAN *et al.* 2016, SHEPHARD *et al.* 2016). De verhoogde zalmmortaliteit op zee wordt beschouwd als één van de belangrijkste oorzaken van de bestandsdalingen die de afgelopen decennia zijn waargenomen (CHAPUT 2012; OLMOS *et al.* 2019; THORSTAD *et al.* 2021). De hogere temperaturen in het noordelijke deel van de Atlantische Oceaan hebben de omstandigheden in de oceaan veranderd en de groei en overleving van zalmen verminderd als gevolg van de reductie van de mariene voedingsmogelijkheden (PEYRONNET *et al.* 2007; TODD *et al.* 2008; FRIEDLAND *et al.* 2009). Voor de Rijnpopulaties wordt steeds belangrijker dat bij een stijgende zeespiegel er meer zout water zal binnendringen in de Nieuwe Waterweg en de spuilsuizen in de Haringvlietdam en de Afsluitdijk minder lang zullen openstaan (korter spuien).

Predatie: Aangenomen wordt dat zeehonden hebben bijgedragen aan de achteruitgang van enkele lokale zalmpopulaties (BUTLER *et al.*, 2006).

Visserij: In het noordelijke deel van de Atlantische Oceaan zijn internationale verdragen gesloten en is de mariene visserij op zalm grotendeels gestopt (ICES 2019; NASCO 2014, 2020). Er is dus geen sprake van een toename van de *legale* (!) visserijdruk op zee en volgens de huidige stand van de kennis kan de afname van de overleving op zee hier niet door worden verklaard (literatuur in GILLSON *et al.*, 2022). De afvlakking van de abundantie van volwassen vissen en de reductie van de gemiddelde lengte van volwassen vissen zijn echter kenmerken die veel overbeviste bestanden gemeen hebben en waaruit kan worden afgeleid dat er illegale, niet-gemelde en niet-gereguleerde (IUU) visserij op zee is (DADSWELL *et al.*, 2022).

De problematiek van "mariene mortaliteit" wordt uitgebreider besproken in bijlage II.

Beoordeling: De factor mariene mortaliteit als gevolg van klimaatverandering lijkt sterk toe te nemen. Een versterkende invloed door illegale visserij kan niet worden uitgesloten. Mariene mortaliteit oefent waarschijnlijk een *toenemend* negatieve invloed uit op zalmen, zeeforellen en eventueel elften.

=> Impact/stressor: Toename

Correlatieberekeningen zijn bij gebrek aan betrouwbare gegevens niet mogelijk.

10. Statistische verbanden en multivariate statistiek

10.1 Afvoer en geteld aantal terugkeerders

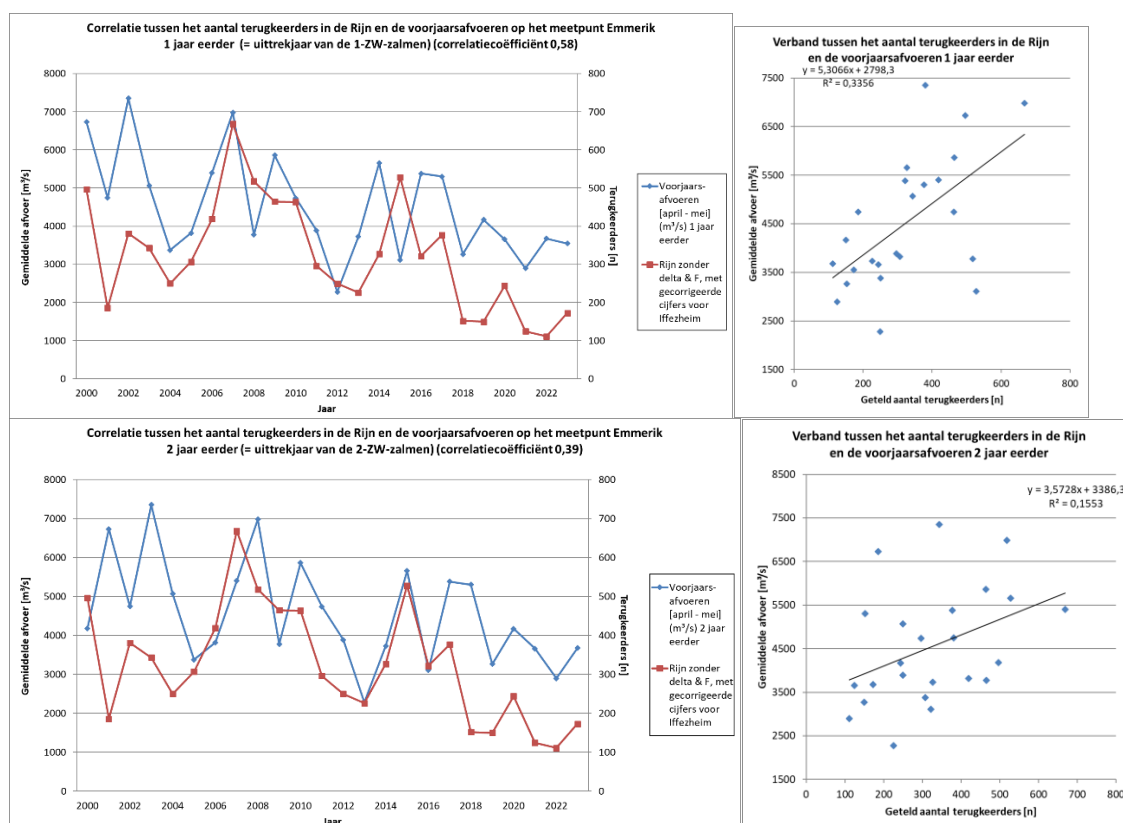
10.1.1 Afvoer in het voorjaar

Een lage afvoer in het voorjaar bij de stroomafwaartse migratie van smolts (figuren 59 & 60, voorbeeld meetpunt Emmerik) correleert met lage aantallen terugkeerders in de Rijn in de twee daaropvolgende jaren (1-ZW- en 2-ZW-zalmen); bij 3-ZW-zalmen kan dit verband niet worden gelegd (afvoer in het voorjaar 3 jaar eerder = uittrekjaar van de 3-ZW-zalmen: correlatie Rijn: -0,09; Iffezheim: 0,18; Sieg: 0,02).

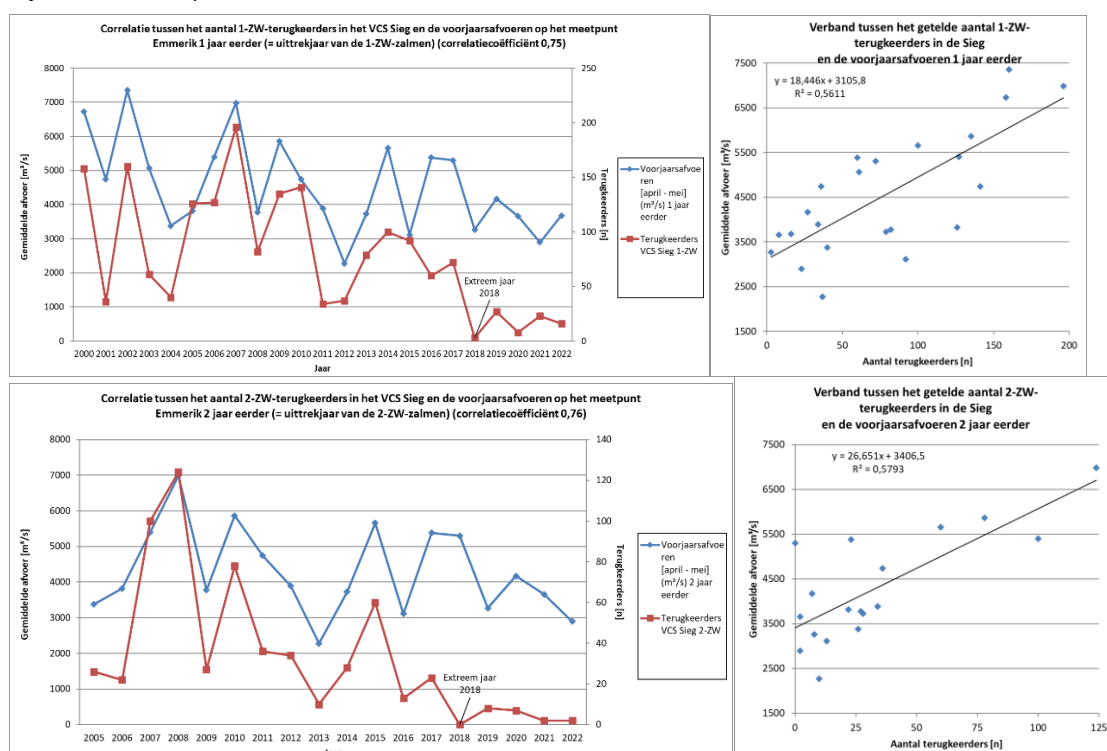
De gegevens suggereren dat er sprake is van een nauw verband tussen de afvoer in het voorjaar en de overleving van smolts. De hypothese wordt bevestigd dat lage afvoeren een aanzienlijke, negatieve invloed hebben op de effectomvang van de stressoren predatie door de aalscholver, predatie door de grote zaagbek (vooral in Zwitserland), overige predatie door roofvissen en -vogels, turbineschade (schade als gevolg van waterkrachtcentrales) en op de migratiesnelheid van smolts en de oriëntatie in de delta (in het bijzonder de Voordelta voor het Haringvliet). De factor afvoer heeft door zijn invloed op de uittreksnelheid van smolts en de vraag of het mariene milieu binnen het fysiologisch juiste tijdvenster wordt bereikt waarschijnlijk ook een invloed op de vangstefficiëntie van de predatoren gewone zeehond, grijze zeehond en bruinvis en op de mariene mortaliteit onder postsmolts.

De omvang van de effecten van de afzonderlijke stressoren kan niet worden gekwantificeerd (vanwege de geringe lengte van smolts kan er evenwel worden uitgegaan van een ondergeschikte, negatieve invloed op de omvang van het effect van de stressor "schade door scheepsschroeven"). Bij de 3-ZW-zalmen lijken andere factoren het effect aan het oog te onttrekken.

In figuur A19 in bijlage II wordt het zwakke verband getoond tussen de getelde terugkeerders in Iffezheim (alleen gemeten exemplaren met zeewinterclassificatie) en de afvoeren (som van de maandgemiddelden voor april en mei) op het meetpunt Emmerik; bovenaan: voorjaar 1 jaar eerder (= 1-ZW-zalmen) (correlatie 0,24); midden en onderaan: voorjaar 2 jaar eerder (= 2-ZW-zalmen) (correlatie 0,46 dan wel 0,31).



Figuur 59: Correlatie tussen de getelde terugkeerders in de Rijn en de afvoeren (som van de maandgemiddelden voor april en mei) op het meetpunt Emmerik; bovenaan: voorjaar 1 jaar eerder (= uittrekjaar van de 1-ZW-zalmen) (correlatie 0,58; $p < 0,01^{**}$); onderaan: voorjaar 2 jaar eerder (= uittrekjaar van de 2-ZW-zalmen) (correlatie 0,53; $p < 0,05^{*}$); opmerking: in verband met de overstap op stammen met een hoog MZW-aandeel begint de tijdreeks bij 2-ZW-zalmen pas in 2003.



Figuur 60: Correlatie tussen de getelde terugkeerders in het VCS Sieg (alleen gemeten exemplaren met zeewinterclassificatie) en de afvoeren (som van de maandgemiddelden voor april en mei) op het meetpunt Emmerik; bovenaan: voorjaar 1 jaar eerder (= 1-ZW-zalmen) (correlatie 0,75; $p < 0,001^{***}$); onderaan: voorjaar 2 jaar eerder (= 2-ZW-zalmen) (correlatie 0,76; $p < 0,001^{***}$); opmerking: in verband met de overstap op stammen met een hoog MZW-aandeel begint de tijdreeks bij 2-ZW-zalmen pas in 2005.

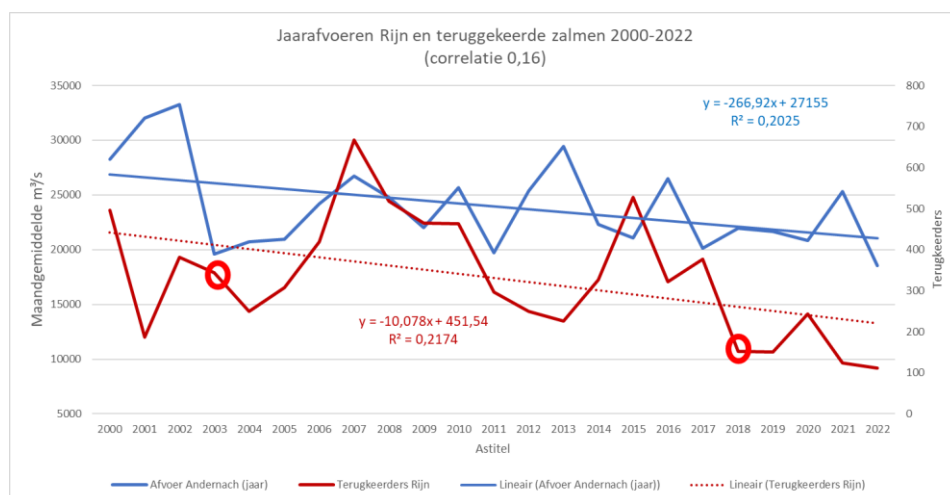
Opmerkelijk is dat de residuen in de figuren 59 en 60 ongeveer na 2015 duidelijk toenemen, wat zou betekenen dat stressoren die niet afhankelijk zijn van de afvoer sinds 6-8 jaar toenemen.

Bij de terugkeer hebben lage afvoeren in het voorjaar naar verwachting een invloed op de effectomvang van de stressoren schade als gevolg van scheepsschroeven, *tailrace mortality* (enkele locaties, zie tabel A2 in bijlage II), desoriëntatie in de delta (in het bijzonder de Voordelta voor het Haringvliet) en op de migratiemotivatie. De correlatieberekeningen geven hier geen indicatie van (correlatie Rijn: 0,17; Iffezheim: -0,17; Sieg: 0,19; alle $p > 0,1$ n.s.) (figuur A20 – A22 in bijlage II).

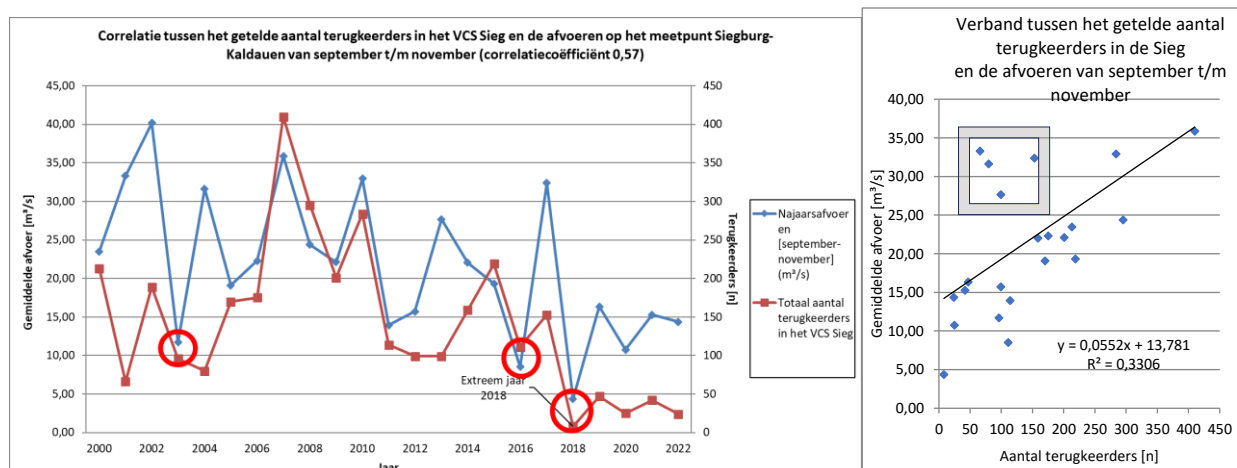
10.1.2 Afvoer over het jaar, in het najaar en in de zomer

Een lage afvoer in het najaar heeft geen invloed op de smoltuittrek.

De verwachting is eigenlijk dat lage afvoeren (en hoge watertemperaturen) bij de terugkeer een grote invloed hebben op de effectomvang van de stressoren schade als gevolg van scheepsschroeven, *tailrace mortality* (enkele locaties, zie tabel A2 in bijlage II), desoriëntatie in de delta (in het bijzonder de Voordelta voor het Haringvliet) en op de migratiemotivatie (en eventueel een invloed van secundair belang op de effectomvang van de stressoren predatie door meervallen en hengelsport). Deze aanname wordt niet ondersteund door de correlatieberekening met het aantal terugkeerders in de Rijn. In figuur 61 wordt duidelijk dat bijv. het grote aantal terugkeerders in 2007 samenviel met hoge afvoeren, maar in 2002 en 2013 leidden hoge afvoeren niet tot een aanzienlijke toename. Bij de "extreme jaren" 2003 en 2018 (cirkels) was er alleen in 2018 sprake van een klein aantal terugkeerders. Dit aantal bleef ook in 2019 laag, ondanks de relatief hoge afvoeren dat jaar. THIELMANN-SCHLICH (2022) komt tot een vergelijkbaar inzicht bij de vergelijking van de afvoeren in de Sieg met het getelde aantal terugkeerders aan het VCS Sieg (2000-2020). Alles samengenomen wijzen deze heterogene resultaten erop dat het aantal stroomopwaarts trekkende zalmen alleen tot op zekere hoogte afhankelijk is van de gemiddelde afvoerhoeveelheden, en dat andere variabelen een belangrijkere invloed hebben. Hierbij moet wel worden bedacht dat stressoren, waarvan het effect mogelijk in verband staat met lage afvoeren, zoals het meervalbestand (piek in 2018, zie figuur 37 in hoofdstuk 5.1.2 en hoofdstuk 10.4.3) en het aantal zeer grote binnenschepen (duidelijke toename vanaf 2010, tussentijdse pieken in 2017 en 2018, zie figuur 51 in hoofdstuk 5.2.3 en hoofdstuk 10.4) pas na 2010 duidelijk zijn toegenomen en dat lage afvoeren de voorbije 5-10 jaar misschien een toenemend negatief effect hebben gehad dat groter was dan in de periode daarvoor.



Figuur 61: Teruggekeerde zalmen in de Rijn en jaargemiddelde afvoeren (correlatiecoëfficiënt 0,16; $p > 0,1$ n.s.). De twee "extreme jaren" 2003 en 2018 zijn aangeduid met cirkels.

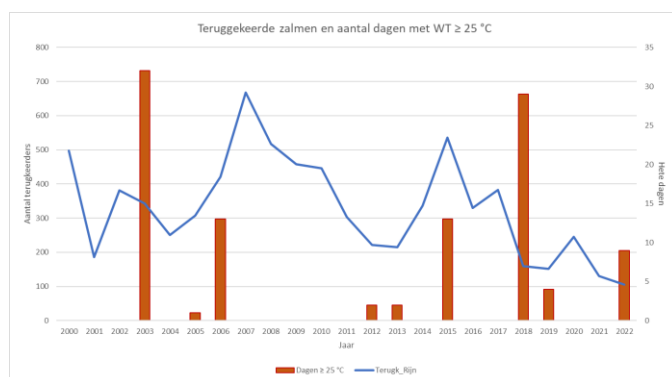


Figuur 62: Teruggekeerde zalmen in de Sieg en afvoeren in de Sieg (Kaldauen) in de periode van september t/m november (correlatiecoëfficiënt 0,57; $p < 0,01^{**}$). Links: de "extreme jaren" 2003, 2016 en 2018 zijn aangeduid met cirkels; rechts: de vier jaren 2001, 2004, 2013 en 2017 wijken sterk af van de trend en zijn in een grijs kadertje gezet.

De terugkeerders trekken hoofdzakelijk in de nazomer en de herfst de zijrivieren en paaiwateren in. Betrouwbare gegevens over het aantal terugkeerders en de afvoeren in zijrivieren en paaiwateren zijn er alleen voor het VCS Sieg. Deze gegevens laten voor het belangrijkste tijdvenster voor stroomopwaartse migratie, van september t/m november, weliswaar in de meeste jaren een positief verband zien tussen de twee parameters (correlatiecoëfficiënt 0,58), maar in de jaren 2001, 2004, 2013 en 2017 is dit positieve verband onbestaande, ondanks relatief hoge afvoeren (figuur 62). Dit betekent dat ook voor de zijrivier de Sieg er geen duidelijk verband kan worden afgeleid tussen verhoogde afvoeren in de belangrijkste migratieperiode en het aantal terugkeerders. De gegevens wijzen er wel op dat jaren met extreem lage afvoeren (2003, 2016 en 2018) een negatief effect hebben op het aantal terugkeerders.

10.2 Watertemperaturen en geteld aantal terugkeerders

Op de meetlocatie Karlsruhe waren de watertemperaturen in de Rijn tussen 2000 en 2022 op in totaal 105 dagen hoger dan de voor zalmen kritieke grens (temperatuurstress) van 25 °C; de langste hete fases zijn (passend bij de laagwaterafvoeren, hoofdstuk 10.2) gemeten in de jaren 2003 (32 dagen) en 2018 (29 dagen) (figuur 63). In 2003 zijn er meer terugkeerders geteld dan in de jaren 2001 en 2004, terwijl in 2001 en 2004 de watertemperatuur nooit hoger was dan 25 °C. In 2018 ging het aantal terugkeerders er weliswaar opnieuw (zie 2007-2011) drastisch op achteruit, maar ook in de koelere jaren daarna bleef dit aantal op een zeer laag niveau. Er is ook geen wiskundig verband tussen het aantal terugkeerders en het aantal hete dagen (correlatie -0,13; $p = > 0,1$ n.s.).

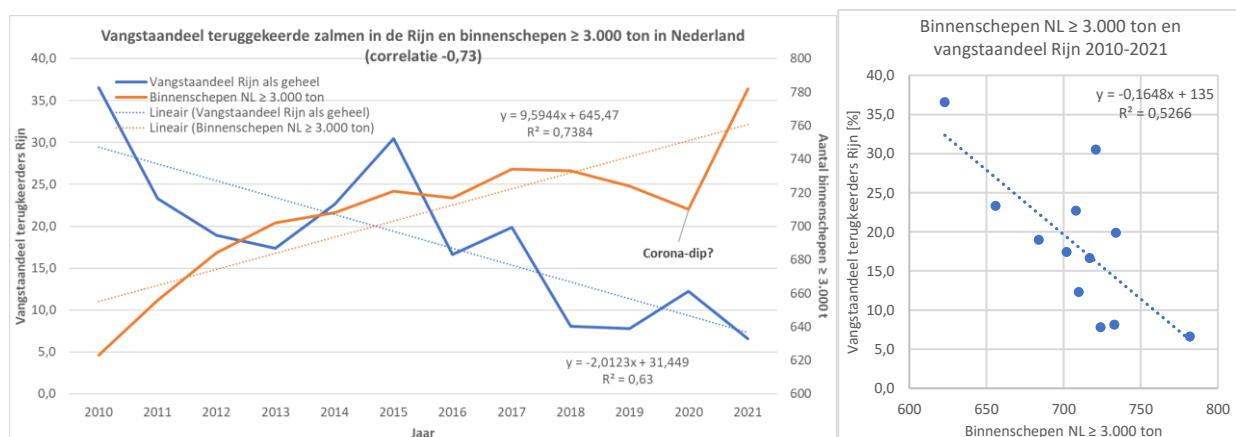


(Correlatie -0,13)

Figuur 63: Teruggekeerde zalmen in de Rijn en aantal dagen met watertemperaturen ≥ 25 °C (meetlocatie Karlsruhe)

10.3 Scheepvaart en geteld aantal terugkeerders

Het getelde aantal teruggekeerde zalmen is wiskundig gesproken omgekeerd evenredig met de toename van het aantal grote binnenschepen (≥ 3.000 ton) (figuur 64). Grote binnenschepen met een meervoudige aandrijving verhogen in het bijzonder bij grote vissen en lage afvoeren op doorslaggevende wijze de botsingskans met scheepsschroeven (zie hoofdstuk 5.2.3).

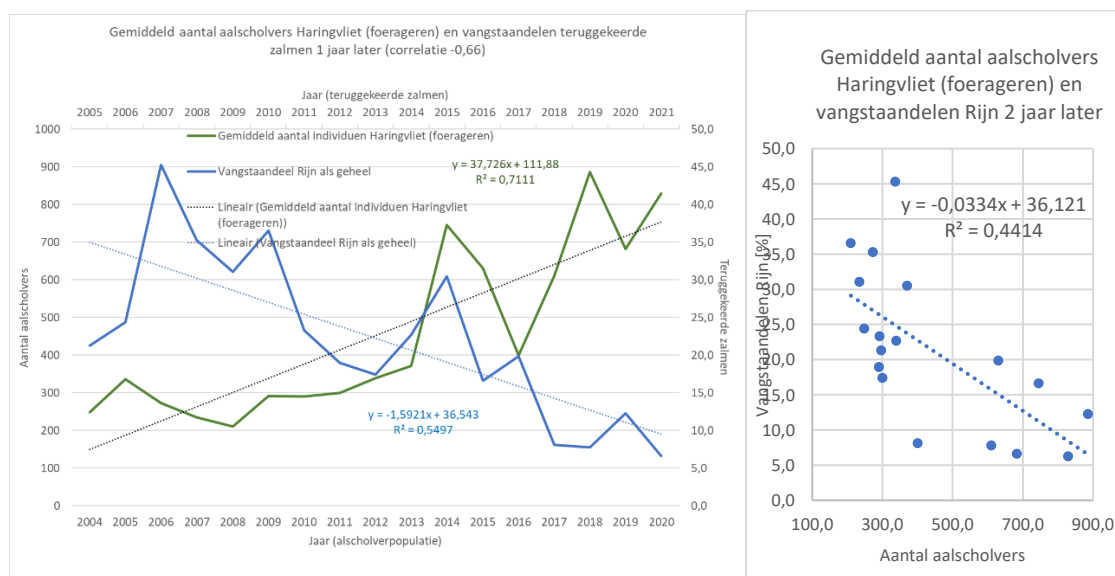


Figuur 64: Vangstaandeel zalm in de Rijn en ontwikkeling grote binnenschepen van ≥ 3.000 t in Nederland (correlatiecoëfficiënt -0,73; $p = < 0,01^{**}$)

10.4 Abundantie van predatoren en geteld aantal terugkeerders

10.4.1 Aalscholver en grote zaagbek

Het getelde aantal teruggekeerde zalmen is hoogstwaarschijnlijk omgekeerd evenredig met de toename van de aalscholver. In figuur 65 en de figuren A23-A26 in bijlage II zijn de correlatieberekeningen te zien voor de Rijn, de Sieg (VCS) en Iffezheim (allemaal broedvogels) ten aanzien van het bestand foeragerende (jagende) aalscholvers in het Haringvliet. Bij de terugkeercijfers wordt er telkens een onderscheid gemaakt tussen de terugkeer 1 en 2 jaar na de aalscholverjaartallen, omdat de stressor een invloed heeft op de smolts die een (paar) jaar eerder uittrekken.

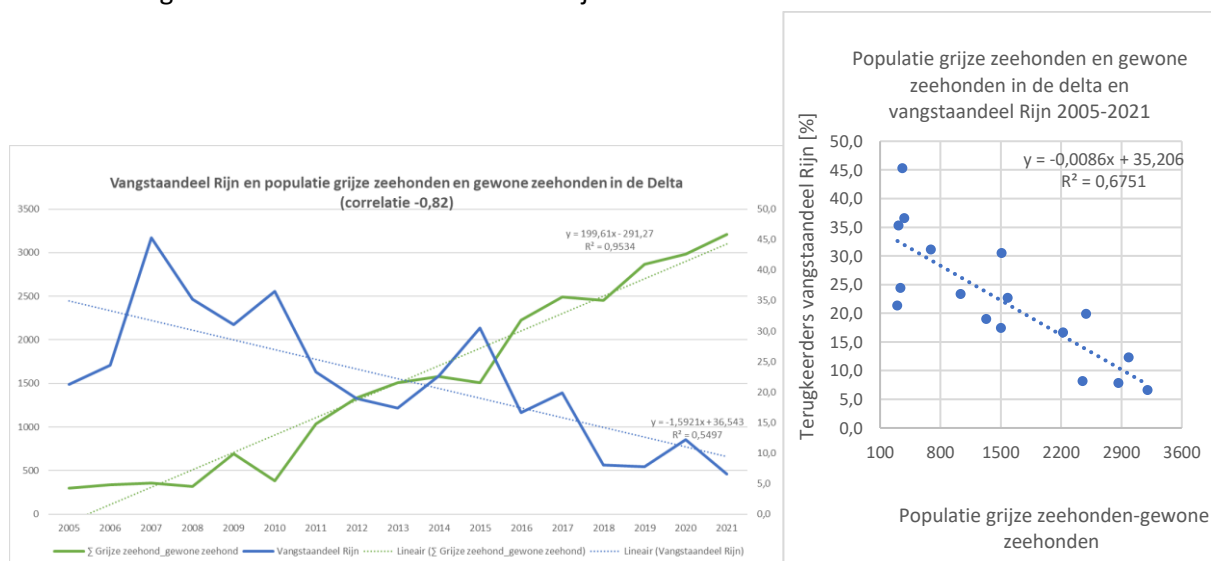


Figuur 65: Aantal foeragerende aalscholvers in het Haringvliet en vangstaandelen teruggekeerde zalmen in de Rijn 2 jaar later. (Correlatie -0,66; $p = < 0,01^{**}$); zie ook A23-A26 in bijlage II

Blijkbaar bestaat er een bijzonder nauw verband tussen het aantal foeragerende aalscholvers in het Haringvliet en de vangstaandelen van teruggekeerde zalmen in de Rijn 1 en 2 jaar later. In beide gevallen bedraagt de correlatiecoëfficiënt -0,66 (allebei $p < 0,01^{**}$) (figuren 65 & A26 in bijlage II).

10.4.2 Gewone zeehond en grijze zeehond

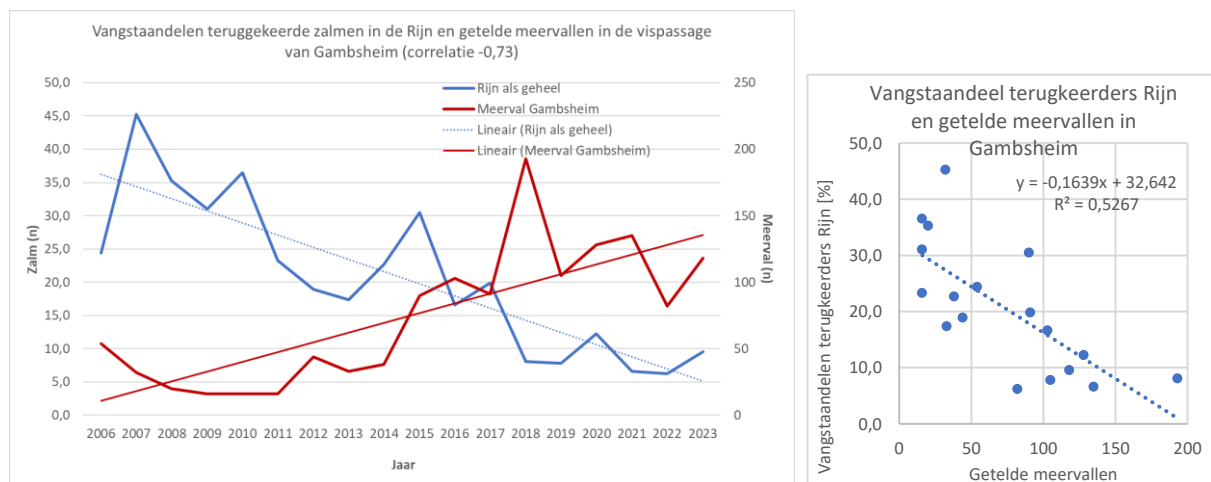
Het aantal teruggekeerde zalmen is hoogstwaarschijnlijk omgekeerd evenredig met de toename van de gewone zeehond en de grijze zeehond (figuur 66 en figuur A27 in bijlage II). Bij de datasets "Rijn", "Hessen & Rijnland-Palts" en "VCS Sieg" is er sprake van negatieve correlaties. Alleen voor "Iffezheim" is er een enigszins positief verband, dat echter dient te worden gezien in de context van de toenemende uitzet in het gebied van de Duits-Franse Bovenrijn.



Figuur 66: Populatie grijze zeehonden-gewone zeehonden gepoold en vangstaandelen Rijn (correlatiecoëfficiënt -0,82; $p < 0,001^{***}$)

10.4.3 Meerval

Het aantal teruggekeerde zalmen is hoogstwaarschijnlijk omgekeerd evenredig met de toename van de meerval. Gegevens over de ontwikkeling van de meervalpopulatie zijn zeer schaars en onvolledig. De enige bruikbare, continue tijdreeks heeft betrekking op de meervalgegevens uit Gambshheim. Deze gegevens zijn vergeleken met de vangstaandelen in de Rijn (figuur 67). Het resultaat is een negatief verband (correlatiecoëfficiënt -0,73), maar de bekeken tijdreeks is relatief kort (2006-2022).



Figuur 67: Vangstaandelen Rijn en getelde meervallen in de vispassage van Gambshheim (correlatiecoëfficiënt -0,73; $p < 0,001^{***}$)

10.4.4 Bruinvis

In figuur A28 in bijlage II is voor de periode 2000-2018 geen verband te zien tussen het getelde aantal teruggekeerde zalmen in de Rijn en de waarnemingen van bruinvissen (correlatiecoëfficiënt: 0,08). De bestandscijfers tijdens de uittrek een jaar eerder (betreft 1-ZW-zalmen) en twee jaar eerder (betreft 2-ZW-zalmen) vertonen een zwak negatief verband met het getelde aantal terugkeerders (correlatiecoëfficiënten: -0,31 en -0,15; allebei $P = >0,1$ (n.s.); figuur A28 midden en onderaan in bijlage II). Voor een verdere beoordeling is de relatief korte tijdreeks 2000-2028 niet representatief.

10.5 Vergelijking met trends bij de zeeforel in de Rijn

Op basis van de beschikbare gegevens kan er alleen voor de getelde zeeforellen een vergelijking worden gemaakt met de getelde zalmen in de Rijn (controlestations Iffezheim en Gambenheim), maar niet voor de elft en de zeeprik. In de jaren waarin de monitoring in Iffezheim beperkt was, is Iffezheim meegenomen als de waarde van Gambenheim x 1,53 (komt overeen met de verhouding in representatieve jaren). Zoals blijkt uit de ontbrekende overeenstemmingen bestaat er geen verband tussen de trends in de populaties van de twee soorten (zie figuren A29 & A30 in bijlage II).

10.6 Vergelijking met trends in andere rivieren en regio's

Vrijwel alle Europese zalmpopulaties - behalve die in Deense rivieren, zoals de Skjern Å - werden de voorbije 5-10 jaar gekenmerkt door bestandsdalingen (zie figuren A12, A31 & A32 in bijlage II). Vooral bij de 1-ZW-zalmen is er een achteruitgang waargenomen (zie figuren 26; 27 links). Met uitzondering van de Skjern Å wijzen alle gegevens na 2017 op een duidelijk neerwaartse trend. Een direct verband kan niet worden aangewezen. Wat opvalt, is een piek in de tellingen in de Loire en de Rijn in 2015 (zie ook figuur 20); verdere analyses zijn niet mogelijk, bij gebrek aan gegevens die zijn gecorrigeerd voor uitzet.

10.7 Multivariate statistiek

Opmerking vooraf: De schommelingen in de terugkeercijfers tussen de rivieren binnen één jaar zijn (hoogstwaarschijnlijk) grotendeels te wijten aan lokale en regionale verschillen in de factoren met een effect op de vroege fase van de mariene migratie en de overleving, terwijl de tijdspatronen in de terugkeercijfers op lange termijn hoogstwaarschijnlijk worden bepaald door de combinatie van lokale, regionale en Noord-Atlantische factoren die gedurende de hele tijd dat zalmen op zee verblijven een effect hebben. Verhoogde predatieverliezen kunnen verband houden met belastingen op een vroeger moment en op een eerdere plek in de levenscyclus. Deze doorwerkingseffecten kunnen optreden in het zoete water, in de vroege fase van de mariene migratie en tot dieren als potentiële paaivissen terugkeren naar de rivieren. Bijna alle beschreven stressoren (behalve de populaties gewone zeehonden en grijze zeehonden) hebben een verschillend effect op de overleving in relatie tot de afvoer in het relevante tijdvenster.

In tabel 9 wordt ingeschat of statistische tests mogelijk zijn, inclusief informatie over de gegevensbasis.

Methodes: Om het verband tussen het aantal teruggekeerde zalmen (met en zonder rekening te houden met de uitzetinspanning) en de met univariate methodes aangewezen potentiële invloedsfactoren samen te vatten in een model, is er gebruik gemaakt van de multivariate statistische methode van de principale componentenanalyse (principal component analysis; PCA) (software: R, pakket: "vegan"). De basisprocedure was als volgt:

1. Eerst werden de terugkeerjaren geordend op basis van hun overeenkomst in de kenmerken van de potentiële beïnvloedende variabelen (op basis van de correlatiematrix):
- Voorjaarsafvoeren tijdens de smoltuittrek

- Ontwikkeling van het bestand van visetende vogels in het stroomgebied en/of op de migratieroute tijdens de smoltuittrek
 - Ontwikkeling van het bestand van (gewone en grijze) zeehonden in de Rijndelta en de Waddenzee in het jaar van de terugkeer
 - Najaarsafvoeren tijdens de terugkeer
 - Ontwikkeling van het meervalbestand op de migratieroute tijdens de terugkeer
 - Aantal grote schepen (> 3.000 t) op de migratieroute tijdens de terugkeer
2. Alleen de betekenisvolle, principale componenten uit deze ordening (eigenwaarde > 1,0; markant in het scree plot) werden gebruikt voor de verdere analyse.
 3. De relatie tussen het aantal teruggekeerde zalmen (met en zonder rekening te houden met de uitzetinspanning) en de betekenisvolle, principale componenten werd *a posteriori* statistisch getest met behulp van de Monte Carlo-permutatietest (999 permutaties).

Tabel 9: Inschatting van de betekenis van de afvoer voor de effectsterkte van verschillende stressoren: effecten op het overlevingspercentage

Stressor	Tijdvenster / levensfase	Geografisch kerngebied	Effecten van hoge afvoer	Effecten van gemiddelde afvoer	Effecten van lage afvoer	Effecten van zeer lage afvoer	Multifactoriële analyse met afvoer
Aalscholver	Opgroeifase 1-2 jaar, smoltuittrek	Opgroeiwateren, migratieroute, kust	Zeet positief	Positief	Negatief	Zeet negatief	Ja
Grote zaagbek	Opgroeifase 1-2 jaar, smoltuittrek	Opgroeiwateren (in het bijzonder CH)	Zeet positief	Positief	Negatief	Zeet negatief	Ja
Meerval	Terugkeer (1-ZW: najaar, MZW: vanaf het voorjaar)	Rijn, Moezel, Main dwarsconstructies, stroomopwaartse vis migratievoorzieningen, monding van zijrivieren	Veeleer onafhankelijk	Veeleer onafhankelijk	Negatief aan monding van paairivieren	Zeet negatief aan monding van paairivieren	Ja
Gewone zeehond en grijze zeehond	Smoltuittrek; terugkeer (1-ZW: najaar, MZW: vanaf het voorjaar)	Monding, kust, Noordzee	Onafhankelijk	Onafhankelijk	Onafhankelijk	Onafhankelijk	Ja
Scheepvaart	Terugkeer (1-ZW: najaar, MZW: vanaf het voorjaar)	Rijn (in het bijzonder de Waal), vanaf de monding afnemend richting bovenloop	Positief	Negatief	Zeet negatief	Zeet negatief	Ja
Tailrace mortality	Terugkeer (1-ZW: najaar, MZW: vanaf het voorjaar)	Waterkrachtcentral es met horizontale kaplanturbines (o.a. Maas, Main)	Lokaal verschillend	Lokaal verschillend	Negatief	Zeet negatief	Nee, niet genoeg gegevens
Visserij binnenland	Terugkeer (1-ZW: najaar, MZW: vanaf het voorjaar)	Monding paairivieren; historische vangstlocaties (?)	Positief	Negatief	Zeet negatief	Zeet negatief	Nee, niet genoeg gegevens
Temperatuur	Opgroeifase 1-2 jaar; terugkeer (1-ZW: najaar, MZW: vanaf het voorjaar)	Opgroeiwateren, migratieroute	Zeet positief	Positief	Negatief	Zeet negatief	Stressor en afvoer zijn aan elkaar gelinkt
Concurrentie, waterkwaliteit, leefgebied	Opgroeifase	Opgroeiwateren, migratieroutes	Zeet positief	Positief	Negatief	Zeet negatief	Nee, niet genoeg gegevens

Deze analyse is uitgevoerd voor enerzijds alle gemelde terugkeerders in het Rijnstroomgebied en anderzijds voor de afzonderlijke vangststations waarvoor was uitgesloten dat eenzelfde exemplaar

meermaals zou worden geteld (Sieg, Iffezheim, Moezel). Hierbij werden de referentiegegevens m.b.t. de bestanden van visetende vogels bovenstrooms van het Haringvliet ruimtelijk aangepast. Details over de gebruikte variabelen zijn te vinden in bijlage III (tabel A III 1). Bovenop de beschreven inhoudelijke analyse werd ook steeds het terugkeerjaar *a posteriori* gerelateerd aan de relevante principale componenten, omdat de resultaten van de univariate relaties een hoge mate aan temporele correlatie deden vermoeden.

Resultaten:

De grafische weergaves (zogenaamde biplots) moeten als volgt worden begrepen:

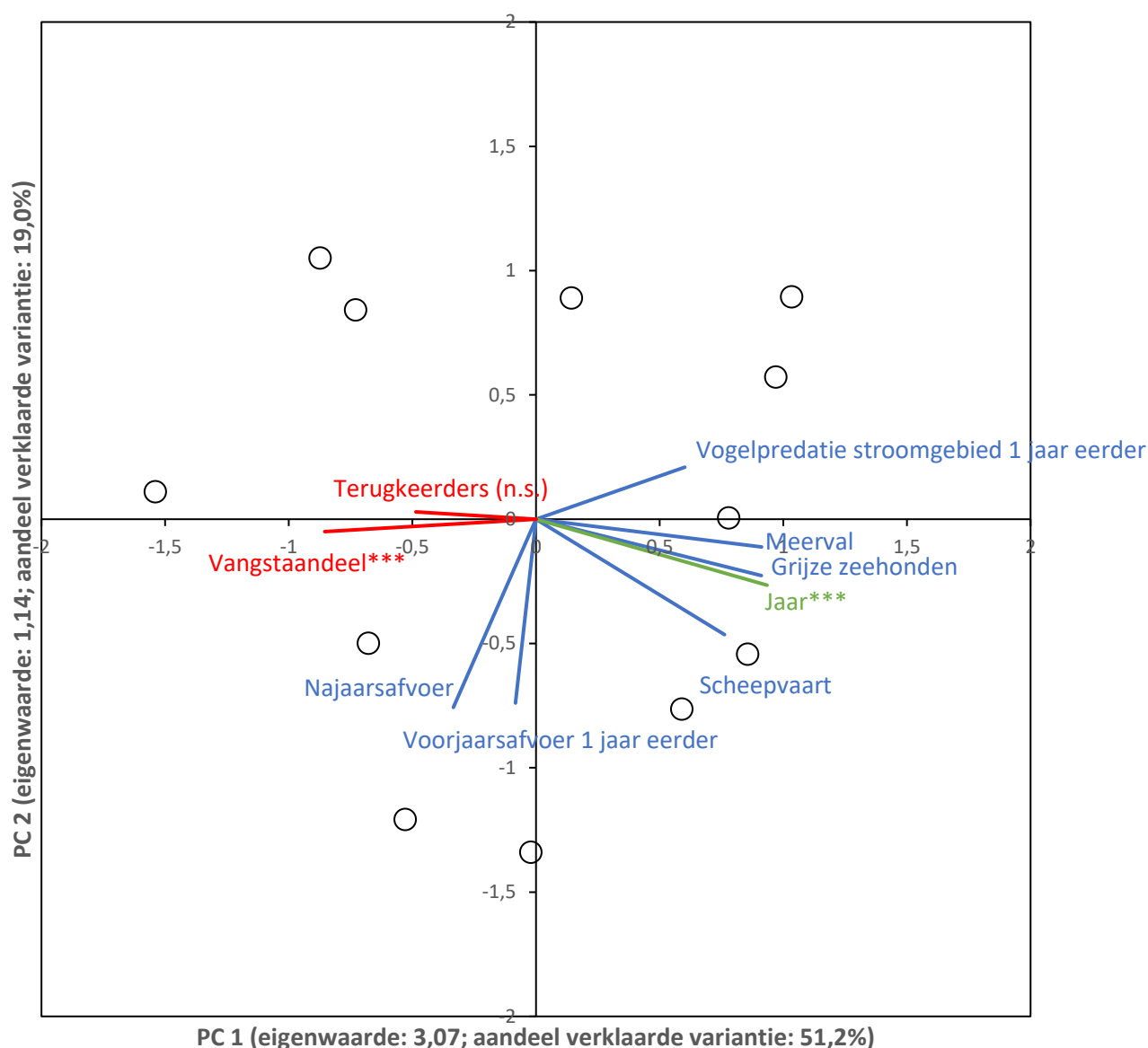
De cirkels geven de terugkeerjaren weer, hun positie komt overeen met hun score op de in de grafiek weergegeven principale componenten (zie opschrift op de as). Hoe dichter twee cirkels bij elkaar liggen, hoe meer de invoergegevens voor de desbetreffende terugkeerjaren op elkaar leken. De eigenwaarden van de assen en hun aandeel verklaarde variantie geven aan in welke mate de variabiliteit in de invoergegevens (de potentiële beïnvloedende variabelen, zie hierboven) wordt afgebeeld door de verschillende principale componenten.

De uit het midden vertrekkende blauwe strepen zijn vectoren (de weergave is aangepast voor een betere leesbaarheid, eigenlijk zouden het pijlen moeten zijn), die de relatie tussen de verschillende invoervariabelen (blauw opschrift) en de principale componenten weergeven. Deze relatie wordt uitgedrukt door de lengte (de coördinaten tussen -1 en 1 op de twee assen van de eindpunten geven de correlatiecoëfficiënt met de principale componenten weer) en de richting van de vectoren. Hoe verder een vector in de richting van een principale component wijst, hoe nauwer de relatie tussen de variabele en de as is, dan wel hoe meer variabiliteit binnen deze variabele door deze principale component wordt gerepresenteerd (hoge factorlading).

Vectoren die in dezelfde richting wijzen, duiden op positieve correlaties tussen de variabelen onderling; vectoren die in tegenovergestelde richtingen wijzen, duiden op negatieve correlaties tussen de variabelen; vectoren die loodrecht op elkaar staan, duiden op een verregaande statistische onafhankelijkheid tussen de variabelen onderling. Dit geldt niet alleen voor de variabelen die rekenkundig zijn meegenomen in de ordening (blauw), maar ook voor de vectoren die *a posteriori* afzonderlijk zijn toegevoegd voor de teruggekeerde zalm (met en zonder rekening te houden met uitzet, in het rood) dan wel het terugkeerjaar (groen).

Bij de analyse van de correlatiestructuur van de variabelen met een potentiële invloed op de teruggekeerde zalm in de Rijn als geheel bleek uit de principale componentenanalyse voor alle vier de berekende varianten (telkens twee modellen waarin rekening wordt gehouden met de voorjaarsafvoeren en vogelpredatiegegevens van één dan wel twee jaar eerder, waarvan twee modellen met hetzij gegevens over de vogelpredatie in het stroomgebied als geheel hetzij aalscholveragegevens uit het Haringvliet) dat de variabelen goed tot twee principale componenten konden worden gecondenseerd (figuur 68). Vanaf de derde principale component waren de berekende gradiënten niet meer duidelijk informatief (voldeden niet aan het Kaiser-criterium dat stelt dat de eigenwaarde $> 1,0$ moet zijn; of waren niet markant in het scree plot). In verband met de verregaande redundantie tussen de resultaten wordt hier bij wijze van voorbeeld alleen één modelvariant grafisch weergegeven; de andere zijn te vinden in bijlage III (figuur A III 1-3). Alles samengenomen beeldden de eerste twee principale componenten samen altijd minstens 70% tot $> 85%$ van de variabiliteit in de invoergegevens af, hierbij werd steeds $> 50%$ afgedekt door de eerste principale component (PC). Deze PC 1 werd in alle vier de analysevarianten maatgevend bepaald door de stressoren in de benedenloop van de migratieroute (hoge factorladingen van $> 0,7$ voor meerval, zeehonden, scheepvaart en voor

aalscholvers in het Haringvliet als die werden geïntegreerd in het model). De tweede principale component die in alle varianten duidelijk minder verklarende waarde had, werd bepaald door de afvoervariabelen (telkens factorladingen van $> 0,7$ dan wel $-0,7$). Een faseverschuiving van één jaar leidde ertoe dat de vectoren van de voorjaars- en najaarsafvoeren in dezelfde richting wezen (figuur 68, figuur A III 2), terwijl een faseverschuiving van twee jaar leidde tot tegenovergestelde richtingen (figuur A III1, A III 3).



Figuur 68: Principale componentenanalyse voor de Rijn (teruggekeerde zalm 2010-2021). Model met vogelpredatie in het stroomgebied als geheel en faseverschuiving van 1 jaar bij variabelen met een vermoedelijke invloed op uittrekkende smolts (details: zie tekst). Significantieniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

Op het eerste gezicht zou dus kunnen worden geconcludeerd dat in de vier modelvarianten PC 1 de predatorendruk in de benedenloop van de migratieroute afbeeldt, en dat de predatorendruk toeneemt, hoe hoger de score op PC 1 is. PC 2 zou als tweede dimensie een afvoercomponent afbeelden. PC 1 correleert echter tegelijkertijd uiterst significant positief met het jaartal van de terugkeer (groene pijl, *a posteriori* ingepast) en zou dus ook een pure tijdlijn kunnen afbeelden, hoewel het jaartal helemaal niet is

meegenomen in de principale componentenanalyse. Er kan dus niet worden aangegeven of vectoren die achteraf zijn ingepast in het bestaande model in direct verband staan met de gegevens over predatiedruk of dat zij alleen een gestage ontwikkeling in de tijd laten zien. Gelet op het voorgaande kan het significante, negatieve verband tussen het aantal teruggekeerde zalmen (vangstaandeel, rood; gecorrigeerd voor uitzet) en de eerste principale component niet duidelijk worden geïnterpreteerd. Het zegt enkel en alleen dat het aantal teruggekeerde zalmen (rekening houdend met de uitzetinspanning) in de loop van de tijd afnam, terwijl tegelijkertijd de stressoren in de loop van de tijd een stijgende trend vertoonden. De afvoeren (PC 2) lieten daarentegen geen duidelijk verband met de terugkeer van zalmen zien.

Als deze analyse op het niveau van de afzonderlijke vangstations wordt uitgevoerd, dan valt allereerst op dat de patronen die zijn gebaseerd op de correlatiematrix van de variabelen die worden meegenomen in de ordening sterk lijken (figuren 69 & 70; bijlage III) op die van de analyse voor de Rijn als geheel. Dat komt, omdat een groot deel van de meegenomen variabelen nagenoeg identiek is, aangezien alleen de variabelen uit het stroomgebied zijn aangepast (aalscholvers, in het geval van de Sieg ook afvoeren) en - anders dan in de vorige analyse - de regionale gegevens over vogelpredatie tegelijkertijd met de gegevens uit het Haringvliet zijn meegerekend. Bovendien waren er voor de Moezel geen monitoringgegevens voor 2010 en 2011, zodat deze jaren volledig buiten beschouwing zijn gelaten in de analyse.

Dit kan worden verduidelijkt aan de hand van het voorbeeld van de **Sieg** (model met faseverschuiving van 1 jaar voor de variabelen die vermoedelijk verband houden met de smoltuittrek) (figuur 69). Ook in deze analyse verklaarden de eerste twee principale componenten een groot deel van de variabiliteit in de invoervariabelen, met een duidelijk hoger aandeel bij de eerste as. Ook hier werd de eerste principale component PC 1 vooral bepaald door de variabelen scheepvaart, zeehonden en meerval, en PC 1 correleerde weer uitermate positief met het terugkeerjaar, terwijl de afvoervariabelen sterkere relaties met PC 2 lieten zien.

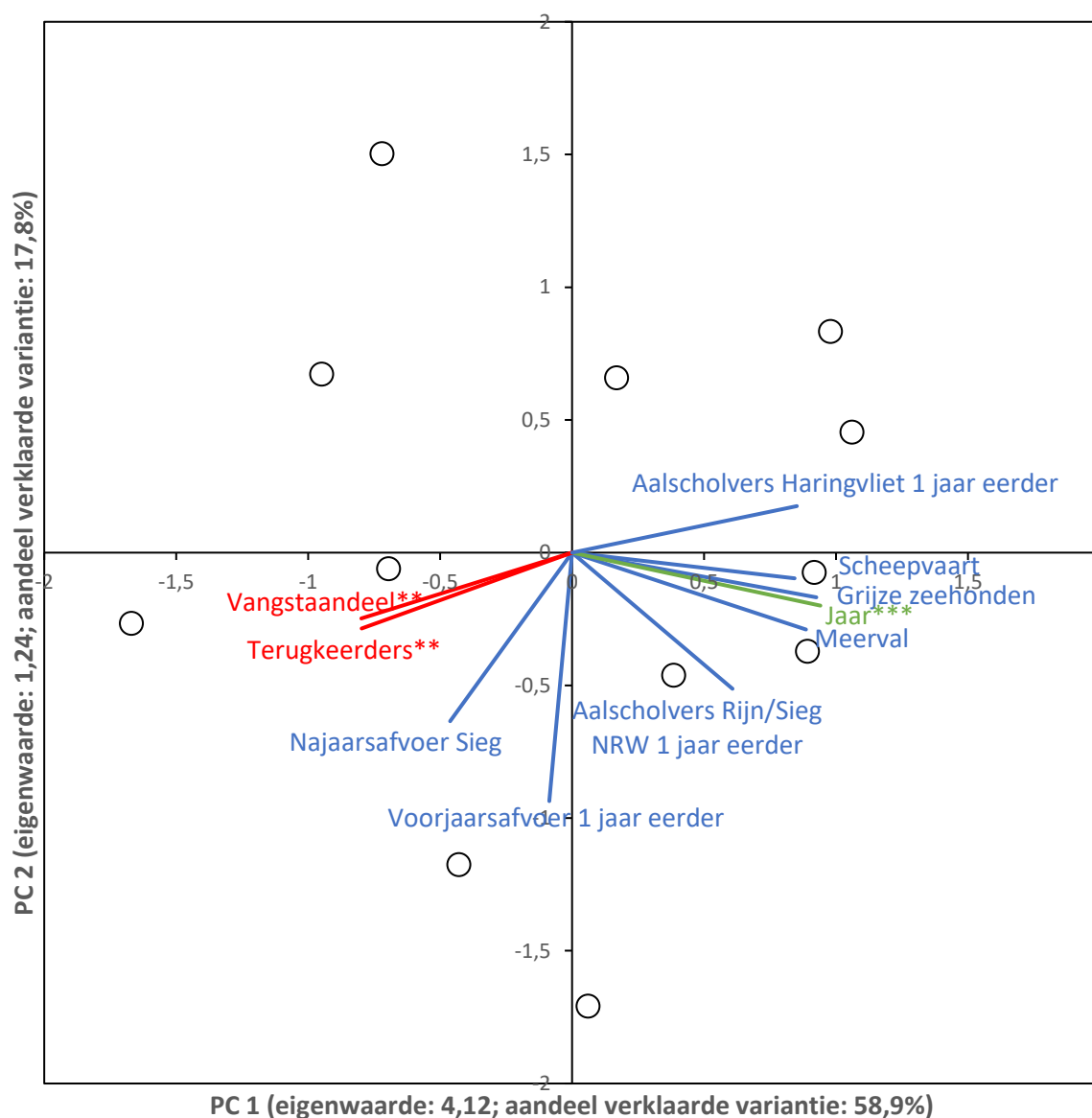
Zowel het aantal terugkeerders als het voor de uitzetinspanning gecorrigeerde vangstaandeel in relatie tot de terugkeerprognose correleerden negatief met PC 1, hoewel ook in het geval van de Sieg niet kan worden beoordeeld in hoeverre er een verband bestaat met de bestandscijfers van predatoren / de intensiteit van de scheepvaart of dat de variabelen alleen een tegengestelde trend vertonen in de tijd.

In een model met een faseverschuiving van 2 jaar voor de variabelen die vermoedelijk verband houden met de smoltuittrek veranderde dit beeld amper (figuur A III 4).

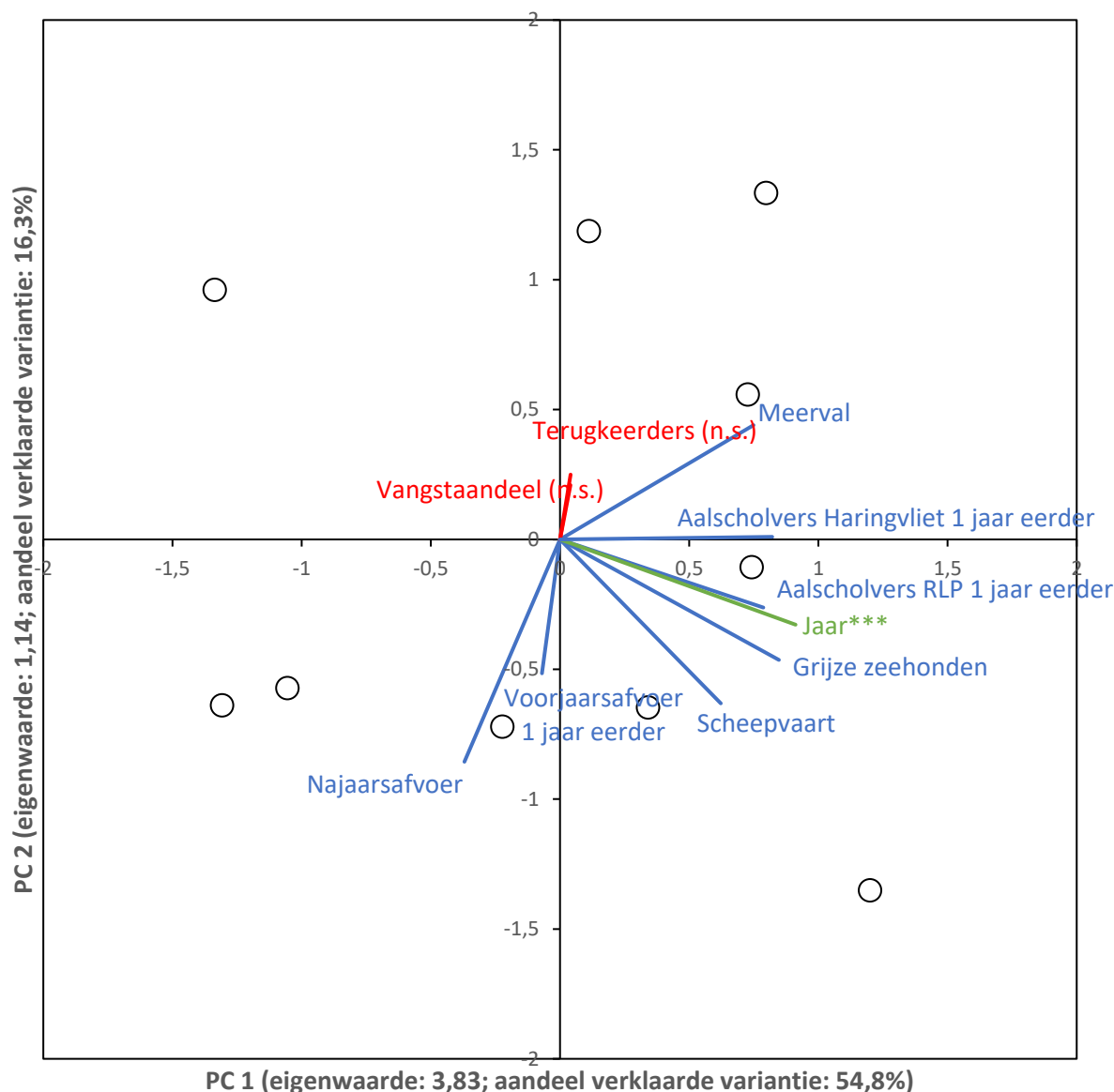
De analyse voor het vangststation op de **Moezel** was anders dan de andere analyses, omdat er in verband met een pauze in de monitoring in 2010 en deels in 2011 alleen een kortere tijdreeks kon worden geanalyseerd. De Moezel is ook bijzonder, omdat het aantal terugkeerders in de Moezel altijd veel lager was dan in de andere vangststations, zodat een klein verschil in het aantal dieren een groot effect heeft op de analyseresultaten.

Zoals in de voorgaande analyses vormden ook bij de Moezel (model met faseverschuiving van 1 jaar voor de variabelen die vermoedelijk verband houden met de smoltuittrek) dezelfde variabelen een verband met PC 1; PC 2 hield verband met afvoergegevens (figuur 70). In dit geval correleerde het terugkeerjaar zelfs nog sterker met de eerste principale component dan de afzonderlijke bijdragende variabelen. Anders dan in de voorgaande analyses bestond er echter geen significant verband tussen teruggekeerde zalmen en de principale componenten, wat ook te zien is aan de kortheid van de vectoren (rood) (in de bekeken periode bestond er ook geen negatieve correlatie tussen het aantal terugkeerders in de Moezel en de tijd; het aantal terugkeerders nam dus niet significant af). De redundante modelvariant met een faseverschuiving van 2 jaar voor de variabelen die vermoedelijk verband houden met de smoltuittrek is weergegeven in bijlage III (figuur III 5).

De uitkomst van de analyse met betrekking tot de teruggekeerde zalmen in het vangststation **Iffezheim** leek op die van het station in de Moezel. De eerste principale component correleerde sterk met de tijd, en zowel een faseverschuiving van 1 jaar (figuur 71) als 2 jaar (figuur III 6 in bijlage III) voor de variabelen die vermoedelijk verband houden met de smoltuittrek resulteerden niet in significante verbanden met de principale componenten. In de bekeken periode was er echter sprake van een zelfs enigszins stijgende trend in het aantal terugkeerders in Iffezheim.



Figuur 69: Principale componentenanalyse voor het vangststation **Sieg** (teruggekeerde zalmen 2010-2021). Model met aalscholveragegevens uit het Haringvliet (HV) en het stroomgebied van de Sieg en met een faseverschuiving van 1 jaar bij variabelen met een vermoedelijke invloed op uittrekkende smolts (details: zie tekst). Significatieniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.



Figuur 70: Principale componentenanalyse voor het vangststation **Moezel** (teruggekeerde zalmen 2012-2021). Model met aalscholveragegevens uit het Haringvliet (HV) en het stroomgebied van de Moezel en met een faseverschuiving van 1 jaar bij variabelen met een vermoedelijke invloed op uittrekkende smolts (details: zie tekst). Significantieniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

Discussie:

Alles samengenomen lieten de resultaten van de multivariate analyse een statistisch verband zien tussen de variabelen in het model en het terugkeersucces van uitgezette zalmen, maar een statistisch onderbouwde beoordeling van de verbanden is niet mogelijk op basis van de intercorrelaties tussen de variabelen en hun temporele correlatie. De relevantie van de verschillende stressoren kan op basis van deze verbanden dus niet worden geëvalueerd.

Tot dezelfde bevinding kwamen ook (hier niet weergegeven) analysebenaderingen met sequentiële multiële regressies (type I sum of squares), die weliswaar significante verbanden in de totaalmodellen lieten zien, maar waarvan de resultaten sterk afhingen van de volgorde waarin de variabelen stapsgewijs werden opgenomen in het model. Tenminste, dat was het geval voor de variabelen die niet direct afvoergerelateerd waren en in de multivariate analyses steeds de eerste principale component

vormden. De variabelen die als eerste in de modellen werden opgenomen, hadden steeds hoge verklarende waarden, terwijl variabelen die in de stappen daarna werden ingevoerd amper een aanvullende verklarende waarde hadden, welke van de variabelen er ook concreet werd gekozen. De aandelen aan de verklaarde variantie, die waren toe te schrijven aan zogenaamde "shared effects", waren steeds vele malen groter dan de individuele effecten (d.w.z. de effecten die statistisch onafhankelijk zijn van de andere verklarende variabelen), zodat ook met deze methode de relevantie van de stressoren die niet afhankelijk zijn van de afvoer niet kon worden beoordeeld. Deze resultaten zijn tijdens de ICBR-vergadering van 19 januari 2024 al voorgesteld en worden hier niet nog eens weergegeven, gelet op de redundantie ervan.

Alles bij elkaar vormt de kwaliteit van de beschikbare gegevens een kernprobleem voor de aanwijzing van de belangrijkste risicofactoren voor de zalmen die worden uitgezet in het Rijnsysteem.

De belangrijkste datasets over de ontwikkeling van de zalmbestanden zijn niet onder gestandaardiseerde omstandigheden verzameld (bijv. de vangstefficiëntie van de vangststations varieert onder meer afhankelijk van de milieuomstandigheden, het aandeel terugkeerders uit natuurlijke voortplanting is niet meetbaar) of moesten op basis van statistische aannames worden berekend (bijv. smoltequivalenten, verwachte terugkeerders).

De gebruikte verklarende variabelen zijn in geen geval directe metingen van processen die de zalm betreffen, maar benaderen dergelijke processen alleen en de kwaliteit van de benaderingen is onbekend. Zo is bijvoorbeeld de kwaliteit van de gegevens over de ontwikkeling van predatorenbestanden zeer heterogeen, en de daadwerkelijke predatie van zalmen is onbekend. Ook hebben deze gegevens ruimtelijk niet expliciet betrekking op de migratieroute van de zalm of ze zijn alleen zeer lokaal beschikbaar (meervallen in Iffezheim en Gambenheim), wat vraagtekens doet rijzen bij hun representativiteit.

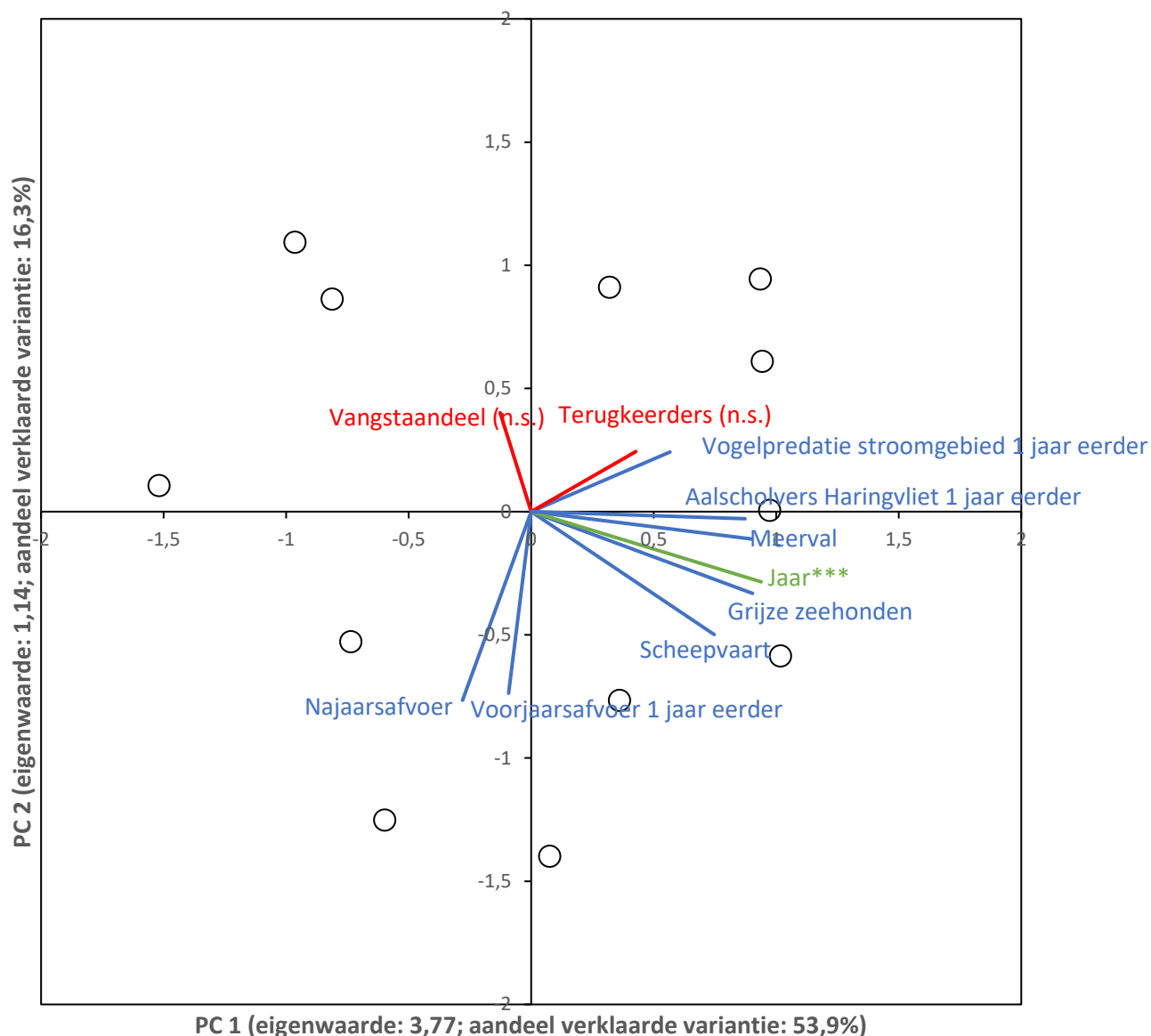
In veel gevallen zijn de mechanistische verbanden tussen de variabelen en de processen die de zalm betreffen multipel en tegelijkertijd onduidelijk, zoals bijvoorbeeld bij de afvoeren. Voor de hoogte van de afvoeren wordt aangenomen dat lagere waarden onder andere gepaard gaan met een groter risico op predatie (door verschillende predatoren) op de migratieroute, slechtere migratieomstandigheden in het algemeen en aan barrières in het bijzonder, en een verhoogd risico op botsing met scheepsschroeven. Dit maakt het onmogelijk om de verbanden tussen de afvoergegevens en de zalmgegevens eenduidig te interpreteren, en het maakt duidelijk dat bestandscijfers alleen van predatoren de daadwerkelijke predatiedruk in een bepaalde, kritieke periode slecht afbeelden, omdat de predatiedruk immers vermoedelijk ook afhangt van externe omstandigheden (afvoer).

Er kan dus worden vastgesteld dat de beschikbare datasets de processen die bepalend zijn voor de ontwikkeling van het zalmbestand niet direct afbeelden, maar alleen als benaderingen van deze processen moeten worden beschouwd. Als er een trend op langere termijn in de ontwikkeling van het bestand van een predator wordt gevormd, kan er ook een stijgende trend in de predatiedruk worden vermoed. Bij trends in de verklarende variabelen die dezelfde richting opgaan (intercorrelaties) blijft de oorzaak-effectrelatie echter onduidelijk en niet verklaarbaar. Ook de periodes waarvoor er gegevens over verklarende variabelen zijn, zijn heterogeen en soms zijn er alleen beperkte analyses mogelijk als er sprake is van kortere tijdreeksen.

Als gevolg van deze tekortkomingen op alle gebieden van de gegevensset kan de informatieve waarde van een kwantitatieve statistische analyse van de beschikbare gegevens in principe alleen gering zijn. Daarbij komt dat de levenscyclus van de zalm complex is in de ruimte en de tijd en er niet de minste

analyseerbare gegevens zijn over de ontwikkeling van het bestand tussen de start van de juveniele fasen en de terugkeer na een variabele periode.

Voor een valide kwantificering van de oorzaken van risico's zouden er rechtstreeks ter plaatse directe metingen van de afzonderlijke processen moeten worden uitgevoerd, waarin de nadruk wordt gelegd op de specifieke levensstadia van de zalm.



Figuur 71: Principale componentenanalyse voor het vangststation Iffezheim (teruggekeerde zalmen 2010-2021). Model met aalscholveragegevens uit het Haringvliet (HV) en uit het Rijnstroomgebied als geheel en met een faseverschuiving van 1 jaar bij variabelen met een vermoedelijke invloed op uittrekkende smolts (details: zie tekst). Significantieniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$.

11. Ruimtelijk effect en classificatie van stressoren

Het aantal teruggekeerde zalmen in de Rijn neemt duidelijk en significant af. Een lagere uitzetinspanning valt als oorzaak weg. De overleving in de opgroeiwateren is vermoedelijk niet verminderd. De overleving bij de stroomafwaartse migratie is daarentegen hoogstwaarschijnlijk slechter geworden; hier bestaat een verband met de afgenomen afvoer in de Rijn. De lagere afvoer heeft effecten op verschillende stressoren, in het bijzonder op het jachtsucces van de predatoren grote zaagbek, aalscholver, e.a., op de mortaliteit

aan waterkrachtcentrales en op de oriëntatie in de Rijndelta. Direct bovenstrooms van waterkrachtcentrales (hoofdstroom en zijrivieren) en aan de binnen- en de buitenzijde van de Haringvlietsluizen is de predatiedruk door aalscholvers op smolts bijzonder hoog. Voor terugkeerders in het Rijn-Maassysteem zijn de volgende stressoren relevant: predatie in zoet water (meerval), scheepvaart, waterkrachtcentrales en binnenvisserij (niet-mariene factoren) en bijvangst in de kustvisserij. Deze factoren (behalve kustvisserij) houden ook verband met lage afvoeren, waardoor hun effect in de toekomst onder invloed van de klimaatverandering waarschijnlijk groter zal worden - bovenop de actuele stijgende trend in de bestanden van predatoren. In de kustwateren is de predatie door gewone zeehonden en grijze zeehonden (en eventueel roofvissen) waarschijnlijk zeer sterk toegenomen.

Naast predatie tekent er zich voor de Rijn een bijzonder groot risico af door de toename van het aantal grote binnenschepen in combinatie met lage afvoeren en eventueel hoge watertemperaturen (opwarming van kribvakken). De intensief bevaren en relatief smalle Waal is vermoedelijk een bijzonder risicogebied. Benedenstrooms van grote en middelgrote waterkrachtcentrales stijgt de kans op predatie door meervallen; meervallen scholen hier samen in verband met de grote voedselbeschikbaarheid. Het risico op predatie neemt toe door vertragingen tijdens de migratie, d.w.z. in gestuwde gebieden en aan knelpunten, zoals voorzieningen voor de stroomopwaartse vismigratie (ingang, binnen in de vispassages). *Tailrace mortality* is waarschijnlijk relevant aan waterkrachtcentrales op de Main, de Neckar, de Moezel (?) en de Maas, maar op dit moment niet kwantificeerbaar.

Visserij (illegale, gerichte vangsten en onbedoelde bijvangst) is relevant in de hoofdstroom en in de delta (kust), maar deze factor is gelet op de toenemende restricties en controles wellicht aan het afnemen. De nagenoeg overal waargenomen achteruitgang in de overleving van zalmen op zee houdt waarschijnlijk sterk verband met de klimaatverandering (voor details zie bijlage II), waardoor hier niet op korte termijn verandering in kan worden gebracht. De overleving in de opgroeiwateren in het Rijnstroomgebied is over het geheel genomen goed tot zeer goed en wordt niet als oorzaak van de achteruitgang van de zalmen in het Rijn-Maassysteem beschouwd. Beheersmaatregelen zouden daarom moeten zijn gericht op het reduceren van lokale stressfactoren die een negatieve invloed hebben op het aantal smolts dat de zee bereikt, op de toestand waarin deze dieren verkeren en op het aantal stroomopwaarts trekkende terugkeerders en hun lichamelijke gesteldheid.

11.1 Ruimtelijk effect van stressoren

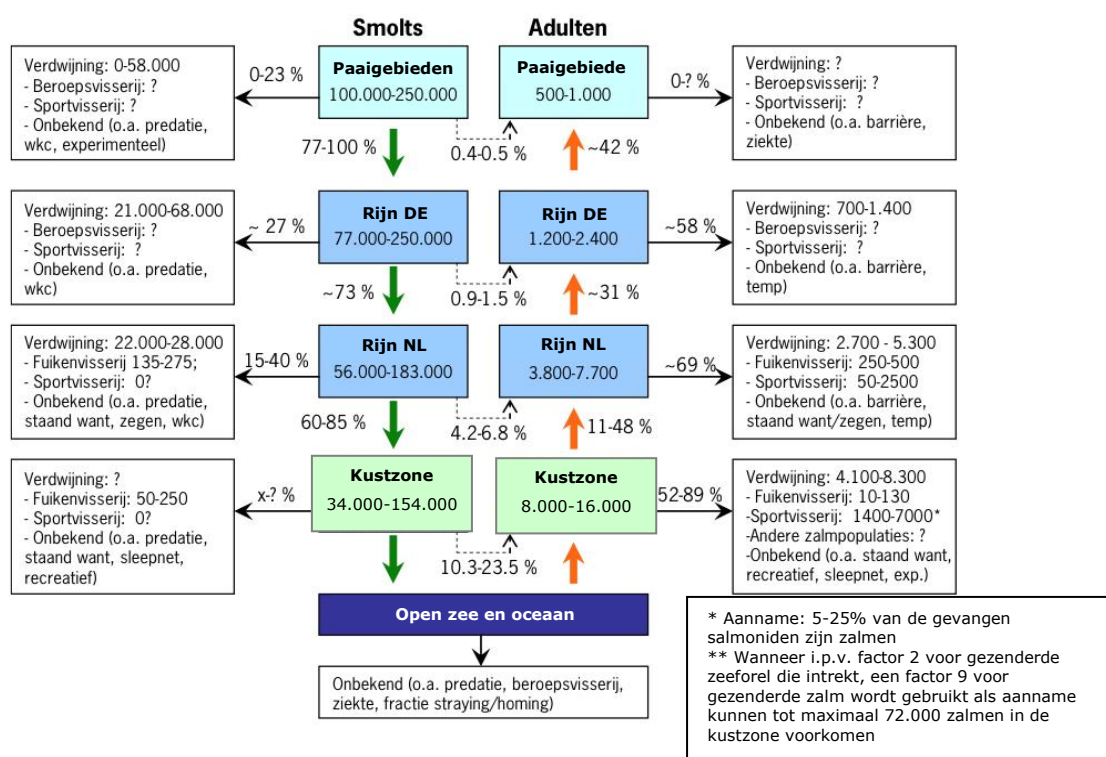
De smolts die stroomafwaarts trekken in de Rijn verdelen zich volgens VAN RIJSEL *et al.* (2024) over drie riviertakken (Waal, Lek en IJssel). Het merendeel van de smolts gebruikt de Waal voor zijn zeewaartse migratie en alleen een klein deel trekt door de IJssel of de Lek (telkens 1% van het totale aantal smolts dat jaarlijks uittrekt). Vanuit de Waal trekken de meeste smolts door de Haringvlietsluizen richting open zee, hoewel enkele exemplaren kiezen voor de migratie door de Nieuwe Waterweg, die een open verbinding heeft met de Noordzee (mogelijk samen met exemplaren die door de Lek zijn getrokken). Het hogere percentage smolts in de Nieuwe Waterweg vergeleken met de Lek wijst erop dat enkele exemplaren die door de Waal richting Haringvlietsluizen migreren er uiteindelijk toch voor kiezen om door de Nieuwe Waterweg te trekken. Voor de terugkeerders kan worden verwacht dat de verdeling over de genoemde migratiewegen vergelijkbaar is.

In de zogenaamde IMARES-studie uit 2008 werd voor het eerst bij benadering vastgesteld op welke Rijntrajecten welke verdwijningen van stroomopwaarts en stroomafwaarts trekkende zalmen kunnen worden gelokaliseerd (figuur 72) (JANSEN *et al.*, 2008). De verdwijningen zijn aan het begin van de jaren 2000 gemeten op basis van telemetriegegevens en het aantal uitgezette smolts en waargenomen volwassen zalmen op de paaigronden; de verdwijningen zijn in perspectief gezet naast de aantallen

gevangen binnen beroeps- en sportvisserij. Andere factoren, zoals predatie op terugkeerders door meerval, gewone zeehond en grijze zeehond, en de mortaliteit door scheepvaart waren hetzij niet bekend, hetzij (nog) niet belangrijk genoeg voor de auteurs (zie SCHNEIDER, 2009). Bij vangstgegevens moet ook worden bedacht dat de overleving van teruggezette zalmen in grote mate afhankelijk is van het type handling, de tijd van het jaar en de watertemperatuur (o.a. BOOTH *et al.*, 1995; BROBBEL *et al.*, 1996).

Results salmon

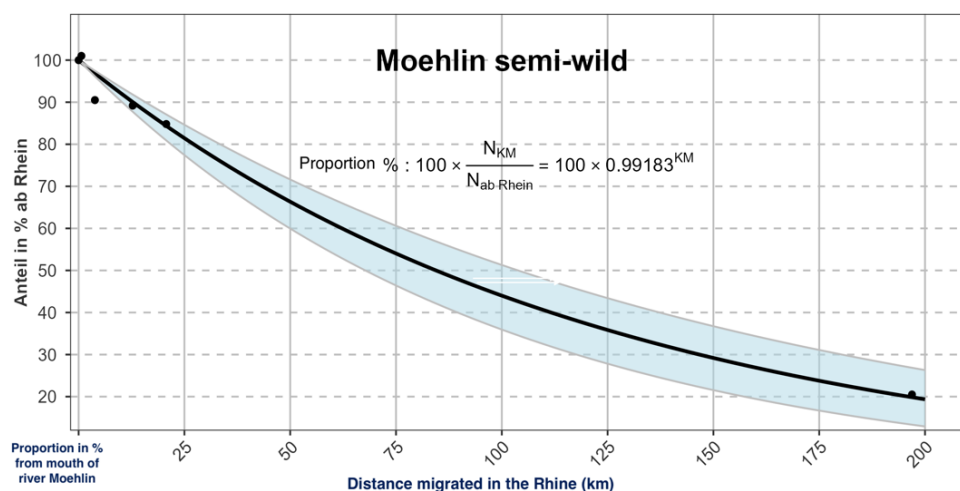
		Rivers	IJsselmeer	Delta	Wadden Sea	Dutch Coast
Fyke net	Smolts	25-49	110-225	35-70	20-200	?
	Adults	232 - 463	20 - 40	7 - 13	0 - 120	?
Gill net	Smolts		0-10	0	0	?
	Adults		0 - 10	0	0	?
Seine	Smolts	0-10	0-10	0-10	0-10	
	Adults	0 - 10	0 - 10	0 - 10	0 - 10	
Anchored stow net	Smolts	32				
	Adults	0				
Trawling	Smolts			10-100	20-100	80-400
	Adults			0-10	0-10	0-10
Sport fisheries	Smolts	0?			0?	
	Adults					
			50-2500		1400 - 7000	



Figuur 72: Resultaten van de IMARES-studie uit 2008: Samenvattend schema met de geschatte aantallen doortrekkende smolts en volwassen zalmen en de verdwijningen per deelgebied op basis van telemetriegegevens en aantal uitgezette smolts en waargenomen volwassen zalmen op de paaigronden. Voor elk van de onderscheiden segmenten zijn de verdwijningen in perspectief gezet naast de aantallen gevangen binnen beroeps- en sportvisserij. Een gevangen zalm betekent niet dat deze ook verdwijnt, dat hangt af van de bereidheid tot terugzetten en overleving (handlingmortaliteit). Verder zijn er andere factoren genoemd die een mogelijke rol van betekenis zouden kunnen spelen. Voor elk van de deelgebieden is ook de verhouding tussen aantal uittrekkende smolts en intrekkende volwassen zalm berekend. Voor de paaigebieden bedraagt deze 0,4 - 0,5%. De aantallen in deze grafiek moeten worden gezien als een schatting voor de orde van grootte (uit: JANSSEN *et al.*, 2008).

INGENDAHL *et al.* (2008) hebben aan de Wupper zenderonderzoek gedaan met zalmsmolts. Het onderzoek had tot doel de migratieroutes en het succes van de stroomafwaartse migratie in de deels gestuwde Rijndelta (in het bijzonder aan de Haringvlietsluizen) te analyseren. In totaal 60 uitgezette smolts verlieten het Wuppersysteem, dit was 77% van de gemerkte vissen. De stroomafwaartse migratie duurde gemiddeld ongeveer 17 dagen; drie smolts bereikten de zee echter in drie dagen en één exemplaar was 39 dagen op weg. De gemiddelde duur voor drie verschillende subgroepen was respectievelijk 11, 23 en 29 dagen. 38 smolts van de resterende 41 vissen bereikten de Waal richting het zuidelijke deel van de Delta. Eén vis trok de IJssel in en kwam waarschijnlijk in het IJsselmeer terecht, zonder de Noordzee te bereiken. Twee andere vissen trokken langs de Neder-Rijn en de Lek, en één vis migreerde waarschijnlijk succesvol via de Nieuwe Waterweg naar de zee. Van de oorspronkelijk 60 vissen bereikten er 36 (46% van de gemerkte vissen) de zee, nadat ze de Rijndelta via de Waal waren gepasseerd.

In een recent onderzoek van FISHCONSULTING bedroeg de gemiddelde overleving voor semiwilde smolts (opgegroeid in de vrije natuur) in het voorjaar van 2023 over een traject van bijna 200 km vanaf de Möhlinbach (zijrivier van de Rijn bovenstrooms van de waterkrachtcentrale Rheinfelden, CH) tot 4,7 km benedenstrooms van Iffezheim 20% (figuur 73). (FISHCONSULTING GmbH, Zwitserland; rapport in voorbereiding). Het verdwynpercentage bedroeg dus slechts 0,4% per km (zie hieronder). De smolts moesten voorbij 14 stuwen, maar de stroomafwaartse migratie vond plaats bij een hoge afvoer.



Figuur 73: Verdwynpercentage van semiwilde smolts tussen de Möhlinbach (CH) en het gebied 4,7 km benedenstrooms van de stuw van Iffezheim, bij hoge afvoeren in het voorjaar van 2023. Gegevens en figuur: FISHCONSULTING GmbH, Zwitserland

VAN RIJSSEL *et al.* (2024) bevestigen dat er veel zalmen "verdwijnen" in de Rijn, inclusief de delta. Ook in hun analyse gaat bij de smolts het hoogste percentage verloren in de Nederlandse Rijn (71%), bij de volwassen dieren laten zowel de Nederlandse Rijn (74%) als de Duitse Rijn (78%) de hoogste percentages verdwenen dieren zien. Bij de smolts wordt het hoogste verdwynpercentage geregistreerd bij de overgang van de Rijn naar de kustzone. Bij de volwassen zalmen is dit percentage ook hoog: als volwassen zalmen de Nederlandse Neder-Rijn bereiken, blijkt 74% van hen al verdwenen te zijn. Daarna verdwijnt nog eens 78% van de volwassen zalmen bij hun poging om de Duitse Rijn en hun paaigebieden te bereiken. Bij de smolts zijn de trajecten tussen de paaigebieden en de Duitse Rijn, en tussen de Duitse Rijn en de Nederlandse Neder-Rijn verantwoordelijk voor respectievelijk 26% en 34% van de verdwijningen. Echter, als naar de absolute cijfers wordt gekeken, zijn het deze trajecten waarop de meeste dieren verdwijnen: tussen de paaigebieden en de Duitse Rijn verdwenen er 21.000-36.000

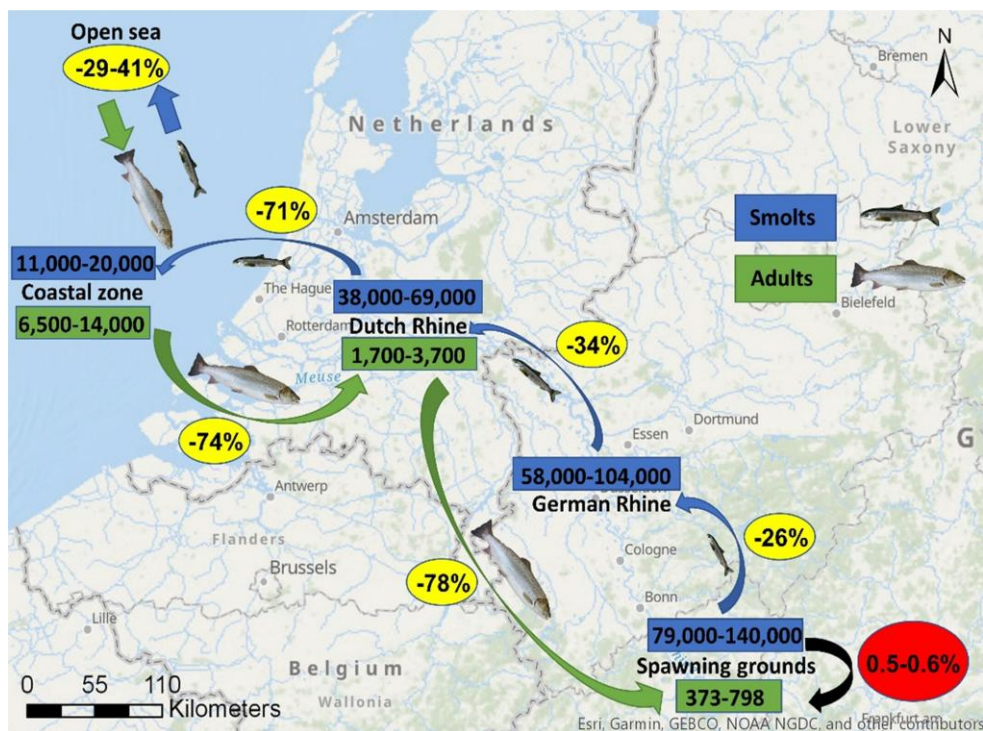
smolts en tussen de Duitse Rijn en de Nederlandse Neder-Rijn verdwenen er 20.000-35.000 smolts. Uitgaand van het totale aantal smolts dat aan zijn migratie begint (79.000-140.000) en het aantal zalmen dat terugkeert (373-798) bedraagt het percentage volwassen dieren dat succesvol terugkeert naar zijn paaigebied volgens VAN RIJSSEL *et al.* (2024) tussen de 0,5% en 0,6 %. De mariene mortaliteit bedraagt 29-41% (figuur 74) en is dus veel lager dan de verdwijningspercentages in de Rijn (inclusief kust).

De actuele resultaten van VAN RIJSSEL *et al.* (2024) wijzen erop dat smolts weliswaar gedurende de gehele stroomafwaartse migratie verliezen incasseren, maar dat het leeuwendeel (71%) tussen de Nederlandse Rijn en de kust verdwijnt. De onderzoeken met gemerkte smolts zijn uitgevoerd met relatief grote dieren (leeftijdscategorie 2+, gemiddeld 29 cm) die zijn opgekweekt in kwekerijen en daarom hogere verdwijnspercentages kunnen laten zien dan smolts die in een natuurlijke omgeving zonder markering zijn opgegroeid. Er zijn steeds meer bewijzen dat smolts uit kwekerijen minder goed overleven, een lager terugkeerpercentage hebben, trager groeien en minder fit zijn dan wilde zalmsmolts.

Een plausibele verklaring voor de door VAN RIJSSEL *et al.* (2024) gelokaliseerde grote verliezen tussen de Nederlandse Rijn en de kust zou kunnen liggen in een zeer grote predatiedruk, bijvoorbeeld door het bijzonder grote en sterk gestegen aantal foeragerende aalscholvers in het Haringvliet (zie figuur 34) en het groeiende bestand gewone zeehonden en grijze zeehonden (zie figuur 44). In een review van de overleving van smolts en post-smolts wordt de mogelijke mortaliteit als volgt samengevat: 0,3-7,0% (mediaan 2,3) per kilometer stroomafwaartse migratie, 0,6-36% (mediaan 6,0) per kilometer in mondingsgebieden en 0,3-3,4% (mediaan 1,4) per kilometer in kustgebieden. Estuaria en riviermonden zijn de plaatsen met de hoogste mortaliteitspercentages; predatoren zijn hier een bijzonder veel voorkomende doodsoorzaak. In de onderzoeken varieerden de mortaliteitspercentages in de estuaria meer dan in de rivieren en zeegebieden, hetgeen waarschijnlijk de grote verschillen tussen de kenmerken van de estuaria weerspiegelt (THORSTAD *et al.*, 2012). Voor het Haringvliet met zijn bijzondere hydraulische omstandigheden (lengte van de gestuwde zone, smalle passages, enz.) en het grote aantal predatoren evenals de hoge dichtheid van predatoren (o.a. zeebaars, snoek, snoekbaars, meerval, aalscholver aan landzijde en aalscholver, gewone zeehond, grijze zeehond, bruinvis aan zeezijde) kan een bijzonder hoge mortaliteit worden aangenomen.

De totale mortaliteit van de opgroeiwateren (hier: Wupper en Sieg) tot de kust bedraagt volgens VAN RIJSSEL *et al.* (2024) ongeveer 86%, hetgeen bij een migratieroute van 300 km overeenkomt met 0,29% per km en bijgevolg in het onderste bereik van de gepubliceerde waarden ligt. Voor stroomafwaarts trekkende dieren uit de Hoogrijn en de Duits-Franse Bovenrijn moeten als gevolg van de langere migratie-afstand en de passage van de waterkrachtcentrales duidelijk lagere overlevingspercentages worden aangenomen.

De extreem grote verliezen van terugkeerders in de benedenloop van de Rijn (74%; VAN RIJSSEL *et al.* 2024) kunnen worden verklaard door predatie door grijze zeehonden en gewone zeehonden en door de intensieve scheepvaart (botsing met scheepsschroeven). De verliezen in de Duitse Rijn (78%) zouden voornamelijk kunnen zijn teweeggebracht door meervallen en - hoe verder stroomopwaarts hoe kleiner de bijdrage - scheepvaart. Volgens de IMARES-resultaten komen hier in het gehele gebied tussen de kust en de Rijn en in het bijzonder in de Delta nog aanzienlijke, door visserij veroorzaakte verdwijningen van terugkeerders bij. (Opmerking: hoe langer de smolts, hoe hoger het terugkeerpercentage van zalmen (GREGORY *et al.*, 2019).)



Figuur 74: Geschat aantal stroomafwaarts trekkende smolts (blauw) en stroomopwaarts trekkende volwassen zalmen (groen) in de Rijn. Het percentage zalmen dat per riviertraject verdwijnt (geel) is gebaseerd op telemetriegegevens, zalmuitzet en waarnemingen van volwassen zalmen op de paaigronden. Het percentage van de vertrokken smolts dat als volwassen dier terugkeert en de paaigronden bereikt, wordt geraamd op in totaal 0,5%-0,6% (rood). Het percentage zalmen dat op open zee verdwijnt, is gebaseerd op de geschatte cijfers in de kustzone. De cijfers zijn een indicatie voor de orde van grootte en kunnen niet worden beschouwd als een exacte weergave van het daadwerkelijke aantal zalmen. Figuur uit: VAN RIJSEL *et al.* (2024), River Research & Apps, First published: 21 april 2024, DOI: (10.1002/rra.4284)

Bij de lokalisatie van stressoren op basis van de interpretatie van de frequentie van schadepatronen bij gevonden dode vissen (Rijn, Maas) en de geregistreerde schadepatronen in Iffezheim en de Delta (zie bijlagen I en II) moet worden bedacht dat de detectiekans van visschade sterk verschilt tussen de stressoren. Uit de frequentie van waarnemingen kunnen geen conclusies worden getrokken over de frequentie van de impact van stressoren. Predatoren als grijze zeehonden, gewone zeehonden, aalscholvers en grote zaagbekken laten over het algemeen geen gewonde vissen, en dus geen "sporen" achter. Bij de meerval is dat anders. Het is onbekend hoeveel zalmen en zeeforellen direct worden opgegeten en hoeveel exemplaren duidelijk te identificeren beetsporen overhouden aan aanvallen en/of huidletsels die ze bij het wegvlugten oplopen als ze tegen harde structuren botsen, zoals blokstenen of muren (ook in vispassages). Slachtoffers van botsingen met scheepsschroeven worden daarentegen waarschijnlijk buitenproportioneel vaak dood teruggevonden en *tailrace*-schade (doordat vissen benedenstrooms turbines inzwemmen) lijkt veeleer gepaard te gaan met uitgestelde mortaliteit (tabel 10):

- Schade aan smolts leidt vrijwel zeker bij de uittrek al tot de dood (direct of secundair door predatie) en kan bijgevolg niet worden aangetoond aan terugkeerders.
- Wonden door scheepsschroeven zijn meestal zo ernstig dat vissen die deze schade oplopen onmiddellijk sterven, en bijgevolg niet meer aan monitoringsstations aankomen en daar zwaar ondervertegenwoordigd zijn. Desbetreffende schadepatronen worden vrijwel uitsluitend gezien bij gevonden, dode dieren; de meldingen hierover komen overwegend uit de Rijndelta (voornamelijk de Waal) en uit de (relatief smalle) Middenrijn.
- Wonden door gewone zeehonden en grijze zeehonden zijn meestal zo ernstig dat vissen die deze schade oplopen niet meer aan monitoringsstations aankomen en daar dus zwaar ondervertegenwoordigd zijn. Een aanzienlijk deel van de aangevallen vissen wordt wellicht direct opgegeten.

- Beetsporen door meervallen worden overwegend bij grote MZW-zalmen vastgesteld. Dit zou kunnen komen, omdat de kleinere grilse de aanvallen minder vaak overleven en veelal in één keer worden opgeslokt. Beetsporen worden waarschijnlijk voornamelijk benedenstreams van dwarsconstructies en knelpunten opgelopen (hetgeen overeenkomt met de resultaten van verschillende echolood-onderzoeken).
- *Tailrace*-schade is zeer specifiek gekoppeld aan bepaalde locaties. De overgrote meerderheid van de meldingen komt tot dusver van de Maas (waterkrachtcentrales met horizontale Kaplan turbines, weinig verval). Hoeveel slachtoffers zo lang overleven dat ze gevonden en gedocumenteerd kunnen worden (bijv. in monitoringstations, bij controles in vispassages) is onbekend. De tot dusver verzamelde bewijzen wijzen erop dat vooral grote salmoniden met een goed zwemvermogen gewond raken, in het bijzonder aan de voorkant van de snuit.
- Visschade door netten en handling zou oververtegenwoordigd kunnen zijn aan de monitoringstations, omdat deze schade bij de overlevende dieren een minder ernstig dan wel minder snel verloop heeft dan visschade die door andere factoren wordt veroorzaakt. Netschade ontstaat nagenoeg uitsluitend in de kust- en zeevisserij. Vissen die bij het vangen sterven of zwaar beschadigd raken, worden waarschijnlijk onttrokken.

Tabel 10: Inschatting van de detectie- en vindkans voor dode of gewonde grote salmoniden op basis van stressoren en getroffen levensstadia (zie ook VAN RIJSSEL *et al.*, 2024)

Stressor	Stadia	Impact nagenoeg altijd direct letaal	Impact zelden direct letaal	Vindkans dode dieren	Vindkans levende, gewonde dieren	Effect van stressor direct zichtbaar	Opmerking
Botsing met scheepsschroeven	Volwassen dieren	Vrijwel 100%		Relatief groot?	Gering	Amper (aal: deels wel)	Schade vrijwel altijd dodelijk
Aanvallen van zeehonden	Volwassen dieren	Vrijwel 100%		Predatie - tot dusver geen dode dieren gevonden	Gering	Zelden	Zwaar gewonde dieren worden direct opgegeten
Aanvallen van meervallen	Volwassen dieren	Nee	1-ZW-dieren lopen hoogstwaarschijnlijk meer risico	Predatie - tot dusver geen dode dieren gevonden	Groot? (Vangsten, video-opnames)	Nee	Overlevende dieren met beetsporen, nagenoeg uitsluitend grote dieren
<i>Tailrace</i> mortality	Volwassen dieren	Nee	Waarschijnlijk wel	Tot dusver geen dode dieren gevonden	Groot?	Nee	Overlevende dieren met wonden aan de snuit, uitgestelde mortaliteit
Visserij	Volwassen dieren	Nee (behalve bij onttrokken dieren)	Vaak uitgesteld	Gering	Groot? (Vangsten, video-opnames)	Zelden	Classificatie alleen mogelijk als de vangst in netten sporen heeft nagelaten
Aanvallen van aalscholvers, aanvallen van grote zaagbekken	Parrs & smolts	Vrijwel 100%		Predatie - tot dusver amper dode dieren gevonden	Zeër gering	Ja	Zwaar gewonde dieren worden direct opgegeten, dode dieren worden meestal alleen gevonden als de maaginhoud van predatoren wordt onderzocht
Schade aan waterkrachtcentrales Stroomafwaartse trek	Smolts	Afhankelijk van de locatie, het turbinetype, de afvoer, e.a.	Afhankelijk van de locatie, het turbinetype, de afvoer, e.a.	Gering, alleen in kleine rivieren met weinig troebelheid	Zeër gering, alleen in kleine rivieren met weinig troebelheid	Nee	Zwaar gewonde dieren worden meestal direct opgegeten

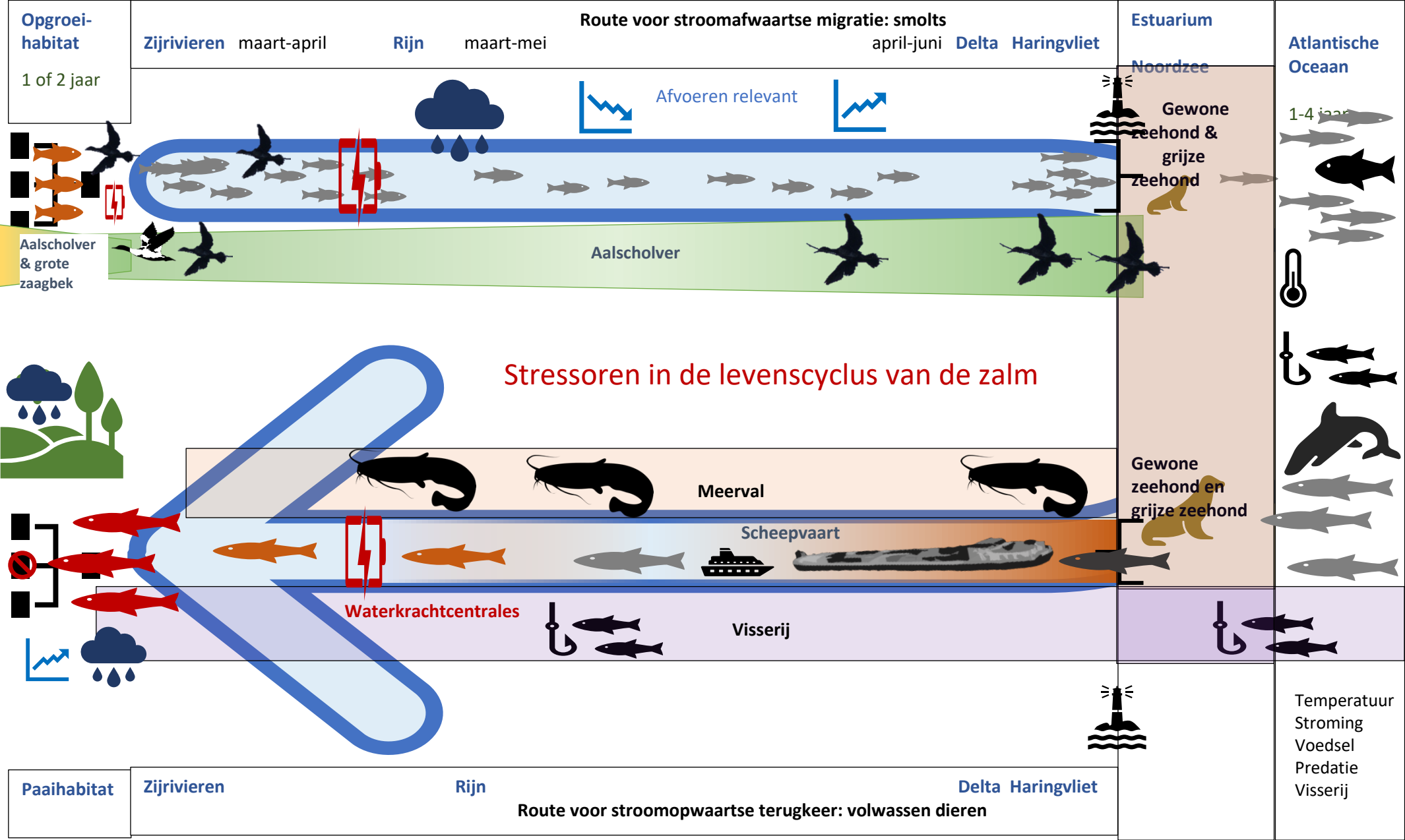
Tabel 11: Ruimtelijk effect en intensiteit van de belangrijkste stressoren en getroffen levensstadia van zalm en zeeforel die zijn aangewezen op basis van de beschikbare gegevens (zie IMARES / Jansen *et al.*, 2008; INGENDAHL *et al.*, 2008; VAN

RIJSSEL *et al.*, 2024) en op basis van een foto- en literatuurevaluatie. Opmerking: lage afvoeren vergroten het risico bij alle genoemde stadia en stressoren (behalve Rijndelta voor parrs; kust en zee), hoge watertemperaturen hebben een negatief effect op de voortplanting, op parrs in opgroeiwateren en op terugkeerders (volwassen exemplaren).

Stressor	Getroffen stadia	Inclusief opgroeiwateren				Geen opgroeiwateren		
		Hoogrijn	Duits-Franse Bovenrijn	Middenrijn	Duitse Nederrijn	Rijndelta	Kust, Voordelta	Zee
Grote zaagbek	Parr	Opgroeiwateren	Opgroeiwateren	Opgroeiwateren	Opgroeiwateren			
	Smolt							
	Adult							
Aalscholver	Parr	Opgroeiwateren	Opgroeiwateren	Opgroeiwateren	Opgroeiwateren			
	Smolt					In het bijzonder Haringvliet	In het bijzonder Haringvliet	
	Adult	Grilse	Grilse	Grilse	Grilse	Grilse		
Roofblei, snoekbaars, snoek e.a.	Parr							
	Smolt						Zeebaars, makreel	Tonijn, makreel
	Adult							
Meerval	Parr							
	Smolt							
	Adult		Migratieknelpunt en, vispassages	Migratieknelpunt en, vispassages	Migratieknelpunt en, vispassages			
Gewone zeehond	Parr							
	Smolt							
	Adult							
Grijze zeehond	Parr							
	Smolt							
	Adult							
Bruinvis	Parr							
	Smolt							
	Adult							
Scheepvaart	Parr							
	Smolt							
	Adult					In het bijzonder de Waal		
Waterkrachtcentrales	Parr							
	Smolt			Moezel, Nahe, Lahn, Main	Sieg Wupper			
	Adult Tailrace mortality			Main, Lahn? Nahe?	Sieg? Wupper?	Ook de Maas		
Visserij	Parr							
	Smolt							
	Adult							???

Legenda

Effect stressor:	Zeer groot	Groot	Gemiddeld	Gering	Geen
------------------	------------	-------	-----------	--------	------



Figuur 75: Ruimtelijke indeling van de stressoren in het Rijnsysteem bij de levenscyclus van de zalm

In tabel 11 en figuur 75 wordt een overzicht gegeven van het ruimtelijke effect en de intensiteit van de belangrijkste stressoren en de getroffen levensstadia van de zalm en de zeeforel (zie ook IMARES-onderzoek, 2008 (figuur 72); VAN RIJSEL *et al.*, 2024 (figuur 74)); het risico voor volwassen individuen kan in principe ook worden doorvertaald naar stroomopwaarts trekkende elften, zeeprikken en steuren.

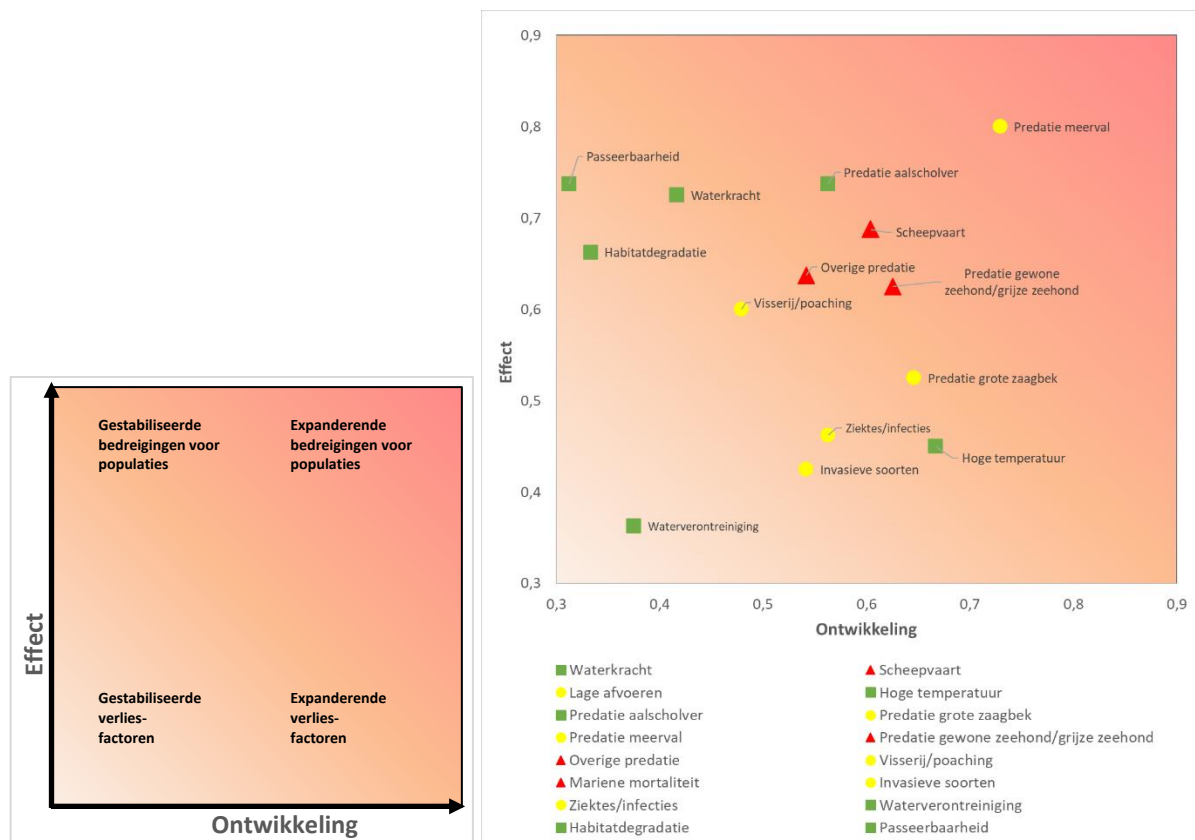
11.2 Classificatiesysteem voor de effecten van stressoren

In Noorwegen wordt er een semikwantitatief 2D-classificatiesysteem toegepast om de verschillende antropogene invloeden op de Noorse zalmpopulaties te categoriseren (FORSETH *et al.*, 2017). De inschattingen van dit systeem worden elk jaar door een comité geactualiseerd op basis van verzamelde gegevens en literatuurstudies. Naast het belang van de afzonderlijke factoren wordt ook de kwaliteit van de gegevenssituatie aangegeven. Het systeem heeft tot doel om de belangrijkste gevaren voor de bestanden dan wel populaties te identificeren en te bepalen of de gevaren stabiel zijn of zich ontwikkelen. Het systeem kan uitdrukkelijk ook als model voor de classificatie van antropogene invloedsfactoren in andere landen worden gebruikt "om de internationale inspanningen voor het behoud van de Atlantische zalm te ondersteunen" (FORSETH *et al.*, 2017).

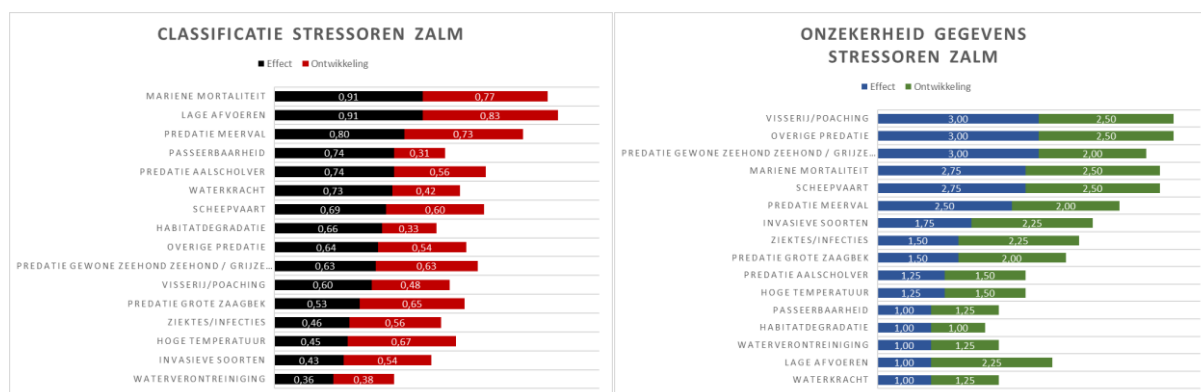
Het systeem wordt hieronder op een manier toegepast die is afgestemd op de stressoren die in de onderhavige studie zijn aangewezen voor het Rijnsysteem (figuren 76 en 77). De dimensies moeten worden begrepen als voorlopig expert judgement van de auteurs en dienen verder te worden ontwikkeld in het kader van doelgerichte onderzoeken (zie voorstellen voor maatregelen).

De eerste dimensie, de "effectas", beschrijft de invloed van elke factor op de populaties, en gaat van factoren die een achteruitgang bij paaivissen veroorzaken tot factoren die de levensvatbaarheid en de genetische integriteit van de bestanden (populaties) bedreigen. De tweede dimensie, de "ontwikkelingsas", beschrijft de kans op een verdere achteruitgang in de populatiegrootte (aantal terugkeerders) of de kans dat verdere bestanden/populaties in de toekomst verloren gaan. De combinatie van deze assen vormt een continu 2D-classificatiesysteem waarmee de invloedsfactoren worden ingedeeld bij vier hoofdgroepen:

- (i) Expanderende bedreigingen voor populaties - factoren die populaties zo sterk verstoren dat het uitzetsucces en/of de natuurlijke voortplanting in kritieke mate wordt bedreigd, en die hoogstwaarschijnlijk zullen leiden tot een verdere achteruitgang in het aantal terugkeerders en het voortplantingssucces. De maatregelen die op dit moment worden genomen om deze problemen op te lossen, kunnen de toekomstige uitbreiding van negatieve gevolgen niet voorkomen.
- (ii) Gestabiliseerde bedreigingen voor populaties - factoren die ertoe hebben bijgedragen dat populaties kritiek bedreigd zijn en die hebben voorkomen dat ondersteunende maatregelen duurzaam succes hadden, maar waarvan de kans klein is dat ze nog meer achteruitgang zullen veroorzaken dan ze op dit moment al doen. De maatregelen die worden genomen om deze problemen op te lossen, kunnen een toekomstige uitbreiding van negatieve gevolgen voorkomen.
- (iii) Expanderende verliesfactoren - factoren die leiden tot een verlies in het aantal terugkerende volwassen dieren en die hoogstwaarschijnlijk verdere verliezen zullen veroorzaken, maar niet in die mate dat populaties waarvan het bestand wordt ondersteund, worden bedreigd en voortplantingssuccessen geheel uitblijven. De maatregelen die worden genomen om deze problemen op te lossen, kunnen de toekomstige uitbreiding van negatieve gevolgen niet voorkomen.
- (iv) Gestabiliseerde verliesfactoren - factoren die een verlies in het aantal terugkerende volwassen dieren veroorzaken, maar niet in die mate dat populaties waarvan het bestand wordt ondersteund, worden bedreigd, en waarvan de kans klein is dat ze verdere verliezen zullen veroorzaken. De maatregelen die worden genomen om deze problemen op te lossen, kunnen een toekomstige uitbreiding van negatieve gevolgen voorkomen.



Figuur 76: (a) Het door FORSETH *et al.* (2017) ontwikkelde classificatiesysteem voor de verschillende antropogene invloeden op de (Noorse) zalmpopulaties volgens de effect- en de ontwikkelingsas. De vier belangrijkste categorieën van invloed zijn aangegeven, maar het is een continu systeem. De achtergrondkleur geeft de ernst van de invloed aan, waarbij donker het ernstigst is. (b) Ligging van de zestien invloedsfactoren waarmee in de onderhavige studie rekening is gehouden, binnen het classificatiesysteem. Ter illustratie wordt de kennis over elke invloedsfactor en de onzekerheid over de toekomstige ontwikkeling aangegeven met kleuren en symbolen. Groene vierkantjes = uitgebreide kennis en weinig onzekerheid (totale score 2-3); gele cirkels = matige kennis en matige onzekerheid (totale score 3,1 - 4,9) en rode driehoeken = weinig kennis en veel onzekerheid (totale score 5-6) (zie figuur 77).



Figuur 77: Score (links) en gegevenssituatie (rechts) op basis van het classificatiesysteem van FORSETH *et al.* (2017). Totale score 2-3 = uitgebreide kennis en weinig onzekerheid, totale score 3,1 - 4,9 = matige kennis en matige onzekerheid en totale score 5-6 = weinig kennis en veel onzekerheid (zie figuur 76).

12. Voorstellen voor maatregelen

Opmerking vooraf

De inschattingen ten aanzien van de effectiviteit en het tijds kader voor de uitvoering van maatregelen (in percentages) kunnen, gelet op de ontoereikende gegevensbasis, slechts als voorlopige, subjectieve inschattingen van deskundigen worden beschouwd. Voor de gebieden waarop een en ander hoofdzakelijk betrekking heeft, wordt verwezen naar tabel 11.

Meer achtergrondinformatie over de voorgestelde maatregelen is te vinden in bijlage II.

12.2.1 Thermische belasting en afvoeren - veerkracht van de wateren in de context van klimaatverandering

Relevant voor: alle levensstadia

Het recente verleden (1991-2020) en in het bijzonder de periode na 2010 wordt, vergeleken met de referentieperiode (1981-2010), gekenmerkt door veel droge jaren. De waterstress neemt toe in de zomer en het najaar (o.a. BUTH *et al.*, 2015; GROSSER & SCHMALZ, 2023). De gepubliceerde scenario's onderstrepen de noodzaak van regionale adaptatiestrategieën.

Maatregelen

1. De aanwijzing en de bescherming van thermische refugia (plaatsen waar vissen schuilen tegen de warmte) is een belangrijke managementstrategie om de effecten van de stijging van de watertemperatuur in zalmrivieren te mitigeren. De langetermijneffecten van deze refugia op de individuele fitness en de productiviteit van populaties moeten nog worden beoordeeld, maar het nut ervan voor de gedragsgerelateerde thermoregulatie bij Atlantische zalmen is voor alle levensstadia aangetoond. Gelet op het voorgaande is het absoluut noodzakelijk om belangrijke thermische refugia in opwarmende zalmrivieren aan te wijzen, te beschermen en zo nodig te herstellen (ST-HILAIRE *et al.* 2023). Bij dergelijke refugia kan het gaan om kolken die worden gevoed door grondwater, (aangetakte) grindgaten en strangen (bijv. de Lautermuschel in de zuidelijke Palts, zie SCHNEIDER & SEUFERT, 2022) en om mondingsgebieden van koele zijrivieren (rhithraal). In dit verband moet er ook worden gegarandeerd dat de refugia deel uitmaken van een netwerk en daardoor bereikbaar zijn (AQUAPLUS, 2021).
2. Het beschaduwen van zijwateren is een essentiële bouwsteen in de vermindering van de warmtebelasting in de paai- en opgroeiwateren en op de riviertrajecten waar deze wateren in uitmonden (AQUAPLUS, 2021). Het beschaduwen met hiervoor geschikte boomsoorten (zwarte els, es, verschillende wilgensoorten) leidt tot een afzwakking van de temperatuurstijging en de dagschommelingen in de temperatuur. Het temperatuurverschil tussen riviertrajecten met en zonder schaduw bedraagt volgens diverse studies tussen de 2 °C en 6 °C (WEIHS *et al.*, 2015; FREIBERGER & WINDISCH, 2020; MENDE & SIEBER, 2022). Omdat in verband met de klimaatverandering in het Rijnstroomgebied de opwarming en droogte in de zomermaanden wellicht zullen toenemen, met een impliciete, directe invloed op de habitatkwaliteit van de zalm en de zeeforel tot gevolg, zouden programma's voor de creatie van schaduwwerking op korte termijn moeten worden gestart dan wel geïntensiveerd (koppeling met maatregelen voor de implementatie van de EU-KRW). Andere maatregelen omvatten het verbeteren van de hydromorfologie, het aantakken van nevenwateren (aaneenschakeling) en het stoppen van wateronttrekkingen (AQUAPLUS, 2021). Daarbij moet worden benadrukt dat een reductie van de temperatuurstijging in de zijrivieren directe effecten zou hebben op het temperatuurregime van de Rijn en de grotere zijwateren.
3. Een andere cruciale bouwsteen in de vermindering van de (door klimaatverandering toenemende) thermische belasting is het aanwijzen en mitigeren van emissiebronnen en -routes. Dit betreft industriële lozingen, lozingen van rioolwaterzuiveringsinstallaties, koelwaterlozingen en hemelwater dat afspoelt van

verharde oppervlakken (o.a. straten). Andere bronnen van thermische emissies zijn de talrijke opgestuwde zones bovenstrooms van migratieknelpunten (met en zonder waterkrachtcentrales). Mitigatie is hier alleen mogelijk door het consequente verwijderen van de knelpunten, waarbij de nadruk dient te liggen op onnodige dan wel onrendabele installaties in het forellen- en vlagzalmengebied (zie 12.2.3). Verder moet er worden nagegaan in hoeverre steenbestorting op oevers, en kribben in waterwegen en grotere zijrivieren met weinig schaduw een emissiebron met hoge warmteopslagcapaciteit vormen bij intensieve zonbestraling (deze structuren fungeren als "dompelaar" en geven ook 's nachts warmte af) - in het bijzonder als ze regelmatig worden overspoeld als gevolg van schommelingen in het waterpeil door de passage van schepen. Hier kan het verwijderen van oeververhardingen, vooral aan flauwe oevers, thermische emissies reduceren.

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog
- Inschatting van de effectiviteit: tot 10% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm, zeeforel)?
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 5 tot 20 jaar

12.2 Waterkracht en passeerbaarheid

Voorzieningen voor de stroomafwaartse vismigratie (relevant voor: smolts)

Volgens de huidige stand van de techniek is de combinatie van mechanische barrières (horizontaal geplaatste, schuine roosters) met een bypass-systeem om vissen om de turbine heen te geleiden geschikt als effectieve bouwkundige oplossing voor kleinere en middelgrote waterkrachtcentrales (bijv. systeem met geleidingsroosters en bypass volgens EBEL, GLUCH & KEHL (2015)). In het recente verleden zijn er ook goede ervaringen opgedaan met elektrische geleidingsroosters; een als "FishProtector" voorgestelde innovatie die bestaat uit een hybride systeem voor visbescherming en visgeleiding, in de vorm van een elektrisch kabelrooster, zou een oplossing kunnen zijn voor middelgrote tot grote waterkrachtcentrales (zie AUFLEGER, 2019; HAUG *et al.*, 2022). Aanbevolen wordt om het systeem met elektrische kabelroosters op minstens twee representatieve wkc-locaties in Zwitserland te testen met zalmsmolts (Aare en Rijn). Door middel van een onder water aangebrachte balk kan het percentage vissen dat wordt weggeleid naar bypasses nog worden verhoogd.

Er zou ook moeten worden gecontroleerd of het onder stroom zetten van het schuin geplaatste, horizontale rooster in het door EBEL, GLUCH & KEHL (2015) ontwikkelde systeem met geleidingsroosters en bypass

- technisch uitvoerbaar is
- het percentage vissen dat wordt (weg)geleid (ook zalmachtigen) kan verhogen
- eventueel grotere spijlafstanden mogelijk maakt.

Op representatieve locaties zou er moeten worden onderzocht of dit een aanvulling kan zijn op het geleidende effect van systemen voor visbescherming en visgeleiding die puur als gedragsbarrières werken.

Grote waterkrachtcentrales (ca. > 60 m³/s debiet) kunnen om technische redenen (stabiliteit, reiniging) niet met fijnroosters worden afgeschermd. Hier is het een idee om de conventionele turbines op korte termijn te vervangen door "visvriendelijkere" turbines. Onder meer de volgende bedrijven bieden oplossingen aan: De gepatenteerde FishSafe™ RHT-ontwerpen van Natel worden volgens de fabrikant gekenmerkt door bijzonder dikke, naar voren gerichte turbineschoepen, waardoor er geen visbeschermingsroosters nodig zijn, de totale efficiëntie van de installatie toeneemt en zowel de installatiekosten als de bedrijfs- en onderhoudskosten worden verlaagd. De maximale hydraulische effectiviteit bedraagt volgens de fabrikant > 90%; en 98-100% van alle soorten in alle levensstadia overleeft de passage (zie AMARAL *et al.*, 2020; WATSON *et al.*, 2022, 2023). Ook het bedrijf FISHFLOW INNOVATIONS (NL) heeft al "visvriendelijkere" turbintypes ontwikkeld, die echter nog niet in de praktijk worden gebruikt (FISHFLOW INNOVATIONS, schriftelijke mededeling).

Voorzieningen voor de stroomopwaartse vismigratie (relevant voor: terugkeerders)

Aanbeveling: Overal waar het op korte termijn niet mogelijk is om migratiebarrières weg te halen, zou de aanleg van stroomopwaartse vismigratievoorzieningen consequent moeten worden voortgezet. Daarbij zou prioriteit moeten worden gegeven aan:

- de stuwen op de Duitse Bovenrijn, eventueel inclusief het Elzaskanaal als er voor Vogelgrün geen tevredenstellende oplossing mogelijk is;
- de stuwen op de Moezel tot de monding van de Sauer;
- de dammen in het Aaresysteem (Zwitserland);
- de dammen op de Main tot de monding van de Wilde Rodach (Franken).

Voor andere rivieren wordt er verwezen naar "kleine waterkrachtcentrales" (zie hieronder).

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog tot zeer hoog (afhankelijk van de locatie)
- Inschatting van de effectiviteit: tot 95% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm), afhankelijk van de locatie
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 20 jaar

Bijzonder geval: stuw voor peilbeheer en waterkrachtcentrale in Breisach

De ICBR-projectgroep ORS heeft acht jaar geleden al in het stroomgebiedbeheerplan Rijn aangegeven dat de vispassage aan de waterkrachtcentrale in Breisach, die in 2007 in gebruik is genomen, dringend beter vindbaar moet worden gemaakt. Concreet gaat het erom dat de ingang van de vistrap niet aan het einde van de hoofdlokstroming ligt, maar verstopt is in de stromingsschaduw van de uitlaat van de turbine, achter een damwand. In de directe omgeving mondt ook onder hoge stroomsnelheid een afwateringssloot uit die gevoed wordt door drukwater van de gestuwde Rijn en die in verbinding staat met een oude Rijntak tussen het Elzaskanaal en de oude loop van de Rijn, die wordt gevoed door opwellend grondwater. Ook hier kunnen vissen de verkeerde kant opgaan, omdat vissen die gemotiveerd zijn om stroomopwaarts te trekken mogelijk deze tweede stroming volgen en daardoor in de drukwatersloot in een impasse terechtkomen. Dit betekent dat de migratieroute aan de stuw voor peilbeheer in Breisach, die voor de oude loop van de Rijn en de Zwitserse projectwateren van essentieel belang is, op dit moment misschien niet goed genoeg te vinden en te passeren is.

Aanbeveling: Rheinkolleg e.V stelt voor om de damwand bij de volgende onderhoudsbeurt te openen (BAUMGÄRTEL, schriftelijke mededeling); dit zou (ook volgens de auteurs van de onderhavige studie) dringend moeten worden gecontroleerd en geïmplementeerd. Of er door de watertoevoer vanuit de drukwatersloot een doodlopende zone wordt gecreëerd, zou moeten worden nagegaan. Zo nodig moeten er maatregelen worden genomen om dit te corrigeren.

Kleine waterkrachtcentrales (relevant voor: smolts en terugkeerders)

De resultaten van de pilot aan de Unkelmühle op de Sieg (ØKLAND *et al.*, 2016) laten op indrukwekkende wijze de grenzen zien van technische optimalisaties aan kleinere waterkrachtcentrales. De wkc heeft een vermogen van slechts 420 kW. Dit voorbeeld doet de fundamentele vraag rijzen of in prioritaire zalmwateren (rivieren waar de zalm wordt geherintroduceerd) waterkrachtcentrales met een dermate verwaarloosbaar belang voor de energieproductie in stand gehouden moeten worden.

De ICBR (2004b) heeft twintig jaar geleden al gewezen op de problematiek van waterkrachtcentrales in zalmprojectwateren.

"Het huidige aantal waterkrachtcentrales in de zijrivieren van de Rijn vormt een reëel en direct gevaar voor de trekvispopulaties. Het is absoluut noodzakelijk om de totale mortaliteit in deze wateren aantoonbaar terug te brengen tot een voor de afzonderlijke vispopulaties aanvaardbaar niveau.

Om dit aanvaardbare niveau te bereiken, wordt de onderstaande koers gevolgd:

- 1) *Matiging bij de bouw van aanvullende (kleine) waterkrachtcentrales;*
- 2) *Aanleg van technische beschermingsvoorzieningen en stroomafwaartse migratievoorzieningen aan de bestaande waterkrachtcentrales;*
- 3) *Rekening houden met de ontmanteling van bijzonder schadelijke waterkrachtcentrales."*

De ICBR eist in haar document ook dat "geplande of bestaande waterkrachtcentrales worden getoetst op hun milieuvriendelijkheid, rekening houdend met het gehele aquatische systeem. Te vaak is de verlening van een vergunning voor kleine waterkrachtcentrales in kleine rivieren een beslissing over een alleenstaand geval waarin de totaalsituatie in het aquatische systeem niet wordt meegenomen." (uit ICBR, 2004b)

Aanbeveling:

Intacte zalmpopulaties zijn dringend aangewezen op onaangetaste rivierstructuren en migratieroutes die vrij zijn van barrières. De aanleg van vismigratievoorzieningen (voor de stroomopwaartse en de stroomafwaartse trek) kan de negatieve gevolgen van dwarsconstructies voor de migratieroute en de habitatkwaliteit (opstuwung, opwarming) *in geen geval* compenseren. In de belangrijkste herintroductierivieren voor de zalm, waar de herintroductie de grootste kans van slagen heeft, zouden daarom - met het oog op de duurzame bevordering van de trekvispopulaties - waterkrachtcentrales voor stroomproductie consequent moeten worden opgegeven en migratiebarrières zoveel mogelijk moeten worden verwijderd. In dit verband kunnen worden genoemd: de Sieg (inclusief zijrivieren in het vlagzalmengebied), de Saynbach, de Ahr, de Schwarzbach (het Mainsysteem), de zijrivieren van de Ill (vlagzalmengebied) en de Kinzig (Baden-Württemberg) (inclusief zijrivieren in het vlagzalmengebied) en rivieren in Zwitserland (in het bijzonder de Birs, waar kleine waterkrachtcentrales nieuw worden gebouwd dan wel gerenoveerd).

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog tot zeer hoog (afhankelijk van de locatie)
- Inschatting van de effectiviteit: tot 5-30% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm), afhankelijk van de locatie
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 20 tot 30 jaar (Schwarzbach, Saynbach: < 5 jaar)

Turbines inzwemmen van benedenstroms (*tailrace mortality*) (relevant voor: terugkeerders)

Bij stroomsnelheden van meer dan 6,1 m/s kan volgens FERC (1995) worden uitgesloten dat vissen doordringen tot het loopwiel. Dit betekent dat er aan alle kleine en middelgrote installaties (projectgebied zalm) een effectieve bescherming voor stroomopwaarts trekkende vissen moet worden gerealiseerd. In dit verband is ook de optimale vindbaarheid van voorzieningen voor de stroomopwaartse vismigratie van bijzonder belang. Het voorgaande betekent dat er aan alle waterkrachtcentrales waar de uitstroomsnelheid in de zuigbuis niet hoger is dan 6 m/s barrières moeten worden ingebouwd in het benedenpand, zoals roosters of elektrische velden (bijv. AUFLEGER, 2019), viswerende systemen, e.d., om stroomopwaarts migrerende vissen ervan te weerhouden de zuigbuizen in te zwemmen en om ze weg te voeren van ongewenste doorgangen en naar voorzieningen voor de stroomopwaartse vismigratie te geleiden. Sinds drie decennia bestaan hiervoor technische oplossingen. Van het idee dat bij elke afzonderlijke installatie het schadepotentieel moet worden bepaald, zou afgestapt moeten worden, omdat er op basis van het uitgevoerde literatuuronderzoek en de herhaaldelijke meldingen vanuit het Rijn-Maassysteem reeds voldoende kennis is vergaard over de problematiek. Waarschijnlijk is dit een punt van aandacht voor bijna alle waterkrachtcentrales in het Rijn-Maassysteem (projectgebied zalm) met uitzondering van de grote waterkrachtcentrales op de Duits-Franse Bovenrijn (Iffezheim t/m Kembs).

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog
- Inschatting van de effectiviteit: afhankelijk van de locatie tot 20% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm, zeeforel); Rijn als geheel: < 5%
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 5 jaar

12.3 Visschade door scheepsschroeven

(Relevant voor: vooral terugkeerders)

Een andere vormgeving van de vaargeul kan de botsingskans dan wel mortaliteit van trekvisen op doorslaggevende wijze verlagen (SPIERTS, 2016). Zo is de waterdiepte op enkele riviertrajecten bijvoorbeeld zeer gering, vooral tijdens langer aanhoudende droge periodes. Kolken in de vaarwegen worden vaak opgevuld door de water- en scheepvaartadministraties. Op dit gebied zijn er reeds op kort termijn verbeteringen mogelijk door een ander, ecologisch aangepast beheer, waarbij er bijvoorbeeld diepe kolken worden aangelegd of onderhouden. Op lange termijn zou de vloot moeten

worden aangepast aan de omstandigheden in de Rijn (kleinere schepen met minder diepgang). Het uitdiepen van de Rijn heeft geen voordelen, omdat het effect weer verloren zou gaan door het latere gebruik van nog grotere schepen.

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog
- Inschatting van de effectiviteit: tot 5-20% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm), afhankelijk van de afvoeren
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 3 jaar (vloot: 30 jaar)

De ontwikkeling van "visvriendelijke scheepsschroeven" is blijkbaar zo vergevorderd dat er een product klaar is voor de markt (FISHFLOW INNOVATIONS, schriftelijke mededeling, 2023). FISHFLOW INNOVATIONS hoopt in 2024 een scheepsschroef aan een schip te kunnen installeren en vervolgens in de praktijk te testen op visschade.

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: vooralsnog onbekend

12.4 Predatoren

(Relevant voor: alle stadia, vooral smolts en terugkeerders)

Predatie speelt waarschijnlijk een mede beslissende rol in de negatieve ontwikkeling van het bestand van de zalm (en vermoedelijk ook andere trekvissoorten). Bij de inspanningen voor het herstel of de verbetering van de afnemende zalm- en zeeforelbestanden moet er dringend rekening worden gehouden met de toenemende documentatie over de effecten van predatie.

Algemene aanbevelingen

- Migratiebarrières weghalen, stuwen ontmantelen, inclusief stroomproductie in kleine waterkrachtcentrales opgeven (zie 13.2) in belangrijke zalmriviervissen.
- De smolts die via de stroomafwaartse vismigratievoorziening aan de restafvoercentrale van Märkt/Kembs uittrekken, worden niet direct naar de daar beginnende oude loop van de Rijn geleid, maar naar de zogenaamde "Petit Rhin", die een meerdere hectare groot stilstaand watergebied omvat en pas later uitmondt in de Rijn. In dit brede, op een meer lijkend watergebied bestaat er een aanzienlijk risico op smoltverlies door roofvissen en piscivore vogels. Door aan het einde van de uittrekvoorziening de richting te veranderen, hetgeen met weinig moeite mogelijk is, zouden de daar aankomende vissen direct naar de oude loop van de Rijn kunnen worden geleid.
- Inschatting van de uitvoerbaarheid: op middellange termijn hoog
- Inschatting van de effectiviteit: tot 5-50% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm), afhankelijk van de afvoeren
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: weghalen wkc: 10 tot 20 jaar; "Petit Rhin": 1 jaar

Aanbeveling beheer van aalscholers en grote zaagbekken (relevant voor: LC 0+ - 2+; smolts)

- Letale afschrikking in opgroeirivieren voor de zalm; inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog
- Dieren in een straal van 500 m voor en achter de kieren in de Haringvlietluizen afschrikken; inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog
- Dieren in gestuwde zones en vóór stroomafwaartse vismigratievoorzieningen afschrikken; inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog

Aanbeveling meervalbeheer (relevant voor: terugkeerders, lokaal ook smolts)

- Vispassages vrijhouden van meervallen (onttrekken); daarbij moet erop worden gelet dat meervallen 's nachts actief zijn en soms alleen 's nachts de vispassages opzoeken. Inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog

- Benedenstrooms van waterkrachtcentrales gericht op meervallen vissen (onttrekken); inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog
- Vangstrestricties opheffen (Nederland); inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog
- Onttrekkingsplicht voor hengelsporters en beroepsvissers doorzetten dan wel onttrekking door stimuli bevorderen; inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog

Aanbeveling beheer van gewone zeehonden en grijze zeehonden (relevant voor: smolts en terugkeerders)

Letale afschrikking van zeezoogdieren is in verband met de bescherming van soorten uitgesloten. Niet-letale afschrikking is door de toepassing van akoestische afschrikapparatuur ("seal scarer", pinger) technisch mogelijk en lokaal beperkt (bijv. aan de flessenhals van het Haringvliet en voor de haven van Rotterdam). Een alternatief zou kunnen bestaan in de toepassing van geluiden die zodanig zijn geoptimaliseerd dat ze autonome reflexen uitlokken die verband houden met het vluchtgedrag (bijv. "TAST").

- De grote dichtheid van predatoren (beide soorten) voor de monding van de Rijn- en Maassystemen is waarschijnlijk een essentiële factor in de achteruitgang van de trekvispopulaties in het Rijn- en Maassysteem. De beste manier om trekvis te beschermen is via plaatselijke en gerichte (soortspecifieke) afschrikingsmaatregelen. Niet-letale beheersinstrumenten, zoals akoestische apparatuur, hebben een zeer uiteenlopend resultaat en vormen in verband met de geluidshinder en verslechtering van het leefgebied veelal een risico voor de bescherming van andere soorten. De toepasbaarheid van afschrikingsmethodes als instrument voor natuurbescherming zal daarom afhangen van het vermogen van deze methodes om langetermijnschade aan het doelsoortenbestand te reduceren zonder de overige fauna te benadelen. Omdat het onderwerp zowel vanuit het oogpunt van de natuurbescherming alsook vanuit technisch oogpunt complex is, wordt aanbevolen om de toepassingsmogelijkheden van akoestische afschrikingsapparatuur voor de monding van de Rijn- en Maassystemen op korte termijn interdisciplinair te laten onderzoeken (bijv. in het kader van een expertgroep).
- Inschatting van de effectiviteit: tot 5-20% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm)
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 3 tot 5 jaar
- Inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog

12.5 Visserij

(Relevant voor: vooral terugkeerders)

Over de effecten van de visserij op de trekvispopulaties zijn er geen betrouwbare gegevens. Zoals blijkt uit de waargenomen zalmen met kenmerkende verwondingen als gevolg van netten en de onderzoeksresultaten in VAN RIJSEL *et al.* (2019) bestaat het probleem van onopzettelijke en/of getolereerde bijvangst nog altijd (zie ook fotodocumentatie van terugkeerders in Iffezheim in bijlage I).

Aanbevelingen

- Intensieve controles van de vangsten in de kustvisserij
- Geen visserij meer voor het Haringvliet
- Aanwijzing van gesloten gebieden benedenstrooms van dwarsconstructies, waterkrachtcentrales en voorzieningen voor stroomopwaartse vismigratie (500 m) (uitzondering: gecontroleerd meervalbeheer)
- Naast de terugzetverplichting zou er een meldplicht moeten worden ingevoerd voor de vangst dan wel bijvangst van zalmen, zeeforellen en elften in de hengelsport en de

(semi)beroepsvisserij (gehele Rijn). Deze informatie kan worden gebruikt om "hotspots" aan te wijzen en eventueel verdere gesloten gebieden af te leiden.

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog
- Inschatting van de effectiviteit: tot 10% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm, zeeforel)
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 2 tot 3 jaar

12.6 Habitatmaatregelen

(Relevant voor: paai- en opgroefase)

Het natuurlijke herstel van voormalige paaigebieden van trekvis is - zoals blijkt uit de Deense ervaringen met de herintroductie van de zalm; zie hoofdstuk 4.5 - een bijzonder effectieve en doeltreffende bouwsteen in het herintroductieproces. Hoge voortplantingspercentages kunnen de negatieve effecten van verschillende stressoren mitigeren.

Aanbevelingen: Snelle en consequente implementatie van de EU-Kaderrichtlijn Water, ontmanteling van stuwen in voortplantingswateren (zie hierboven: "Kleine waterkrachtcentrales") en herstel van natuurvriendelijke rivieren.

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: hoog
- Inschatting van de effectiviteit: tot 30-50% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm, zeeforel, elft, zeebek), afhankelijk van de regio en het riviertype
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 10 tot 20 jaar

Bijzonder geval: oude loop van de Rijn

Om de voortplanting van zalmen en andere grindpaaiers te bevorderen, zouden alle mogelijkheden moeten worden benut om bodemmateriaal beschikbaar te maken in de oude loop van de Rijn. Ook het behoud van structuren - zoals de zogenaamde "NAVO-hellingen", door het leger aangelegde potentiële overgangspunten over de rivier - die de vorming van grindbanken bevorderen en het afspoelen van grind tijdens hoogwatergebeurtenissen belemmeren, is in dit verband belangrijk.

Op Duits grondgebied is de oude loop van de Rijn over zijn hele lengte aangewezen als nationale waterweg. Bovenstrooms van het ca. vijf km lange opgestuwde gebied aan de stuw voor peilbeheer in Breisach (d.w.z. op 90% van het traject) is de oude loop van de Rijn echter vanwege zijn structuur en zijn afvoer alleen bevaarbaar voor kano's, ook op lange termijn. Teneinde de uitvoering van maatregelen voor natuurlijke herinrichting te vergemakkelijken, zou het daarom zinvol zijn om de status van nationale waterweg op te heffen. Tot dusver zijn er geen waterecologische herstelmaatregelen bekend, waarvoor de bevoegdheid in dit gebied berust bij de water- en scheepvaartadministratie van de Duitse Bond. Debiet: Op dit moment moet er aan de stuw en de waterkrachtcentrale in Markt van november t/m maart 52 m³/s naar de oude loop van de Rijn worden geleid, in april-mei en in september-oktober 54-80 m³/s en van juni t/m augustus 95-150 m³/s. In de toekomst zou het debiet in de oude loop van de Rijn duidelijk verhoogd en het ecologische herstel versneld moeten worden⁵. Hierdoor zouden de vindbaarheid en aantrekkelijkheid van deze migratieroute voor smolts en stroomopwaarts trekkende vissen van verschillende soorten evenals het paaihabitaat aanbod voor grindpaaiers duidelijk kunnen worden geoptimaliseerd.

- Inschatting van de uitvoerbaarheid: zeer hoog
- Inschatting van de effectiviteit: tot 30-50% van de stroomopwaarts trekkende vissen (zalm, zeeforel, elft, zeebek), afhankelijk van de debietverhoging in de oude loop van de Rijn
- Inschatting van het tijds kader voor de uitvoering: 3 tot 5 jaar

⁵ Zie Alonso; ICBR-workshop "Masterplan trekvis Rijn" op 27 en 28 april 2010 in Freiburg

12.7 Vorstellen voor een gestandaardiseerde, grensoverschrijdende voortgangscntrole

Uit de gegevensevaluaties waarop de onderhavige studie is gebaseerd, blijkt dat er aanzienlijke tekortkomingen zijn in de gegevenskwaliteit en in de kennis over de kwantitatieve verliezen bij trekvissen en de stressoren die verantwoordelijk zijn voor deze verliezen. Een omvangrijke, gestandaardiseerde en goed onderbouwde gegevensbasis is echter een essentieel uitgangspunt voor het succesvolle beheer van de stressoren.

Om de oorzaken van visverlies, die tot dusver alleen kwalitatief en/of semikwantitatief zijn opgetekend nauwkeuriger te registreren, zowel kwantitatief als in de ruimte en de tijd, zou er samen met experts een uitgebreid monitoringprogramma moeten worden ontwikkeld. De nadruk zou daarbij moeten liggen op onderzoeken naar de daadwerkelijke smoltproductie in representatieve opgroeihabitats (incl. natuurlijke voortplanting), het uittreksucces van smolts, de terugkeerders en de invloed van predatoren. Met een fijnmazigere monitoring zullen de verliespercentages worden afgeleid tussen het theoretisch verwachte aantal vissen en het aantal vissen dat daadwerkelijk tussen de Delta en de belangrijkste Rijntrajecten dan wel zijrivieren wordt geteld. Kennis over de verliespercentages in afzonderlijke geografische segmenten en door verschillende potentiële oorzaken van bedreiging maakt het mogelijk om in het kader van een iteratief proces groepen van factoren te vormen en te prioriteren op basis van hun relatieve waarde. Daarbij wordt dringend aanbevolen om de gebruikte methode te uniformeren, bijvoorbeeld door de toepassing van technieken waarbij vissen worden gezenderd. In Nederland wordt er al met succes akoestische telemetrie toegepast en hiervoor bestaat al omvangrijke infrastructuur (vooral rond het Haringvliet). Een dergelijk netwerk zal de komende jaren ook in Zwitserland in de Rijn en de Aare worden opgebouwd (EAWAG-project in samenwerking met BAFU). Gelet op het voorgaande wordt in het algemeen de toepassing van akoestische telemetrie aanbevolen. De methode vereist een omvangrijk netwerk van detectiestations langs de belangrijkste migratieroutes en aan dwarsconstructies, en het is ook noodzakelijk dat identieke technologie wordt toegepast. Voor bijzondere vraagstukken (bijv. uittrek) kan er gebruik worden gemaakt van transponders. Met transponders kunnen grotere groepen voor weinig geld worden gemerkt. De gegevensuitwisseling zou kunnen worden gecoördineerd door de ICBR. De uitvoering van een dergelijk grensoverschrijdend monitoringsprogramma zal waarschijnlijk drie à vijf jaar duren.

Uitzetinspanning (smoltequivalenten): Het theoretisch verwachte aantal zalmen uit uitzet is in de onderhavige studie bepaald op basis van de uitgezette smoltequivalenten. In het kader van de analyse is gebleken dat de verschillende trekvisbeheerders op verschillende manieren te werk gaan om smoltequivalenten af te leiden op basis van uitzetstadia. Gelet hierop zouden de deelnemers aan het ICBR-project nog eens fundamentele afspraken moeten maken over de toe te kennen smoltequivalenten. Hiervoor zouden de tot dusver gebruikte waarden moeten worden geverifieerd in het kader van ten minste vijf studies naar het overlevingspercentage van verschillende uitzetstadia op representatieve trajecten (bijv. Aaresysteem, oude loop van de Rijn, Kinzig (Baden-Württemberg), Ahr en Siegsysteem) (incl. continue metingen met temperatuurloggers). Bovendien zouden toekomstige gegevens moeten worden ingevoerd in een gestandaardiseerde Excel-tabel, zodat er koppelingen naar andere tabellen mogelijk zijn. ARGE Salmo werkt op dit moment aan een eerste aanzet voor zo'n tabel.

Overlevingspercentages smolts: Er zijn al eerste resultaten i.v.m. de smoltmortaliteit (verschillende onderzoeken met zenders), maar die zouden nog moeten worden uitgebreid. Daarbij moet er in het bijzonder een onderscheid worden gemaakt tussen de mortaliteit die door verschillende invloedsfactoren wordt veroorzaakt (inclusief ruimtelijk verband). Ook deze gegevens zouden door middel van akoestische telemetrie en op geselecteerde locaties door middel van transponderonderzoek moeten worden verzameld.

Monitoring van terugkeerders: Het jaarlijkse aantal terugkeerders in de Rijndelta wordt tot dusver op basis van fuikvangsten als CPUE vastgesteld. Om het daadwerkelijke aantal terugkeerders in de Rijndelta te schatten, zou er een omvangrijk monitoringsprogramma moeten worden opgezet in het kader waarvan wordt onderzocht hoeveel zalmen er daadwerkelijk (ten opzichte van de "verwachte terugkeerders") aankomen in de Delta (Haringvliet, Nieuwe Waterweg) en of er een relatie bestaat tussen het aantal terugkeerders en de duur van het kieren en de daarmee verband houdende afvoerverdeling. De monitoring zou moeten worden voortgezet in de verschillende controlestations (Iffezheim, Gamsbshiem en andere stations in de Duits-Franse Bovenrijn; Moezel-Koblenz, vangstcontrolestation Sieg, Ill) en moeten worden uitgebreid met monitoringstations aan, ten minste, de Ahr, de Main (wkc Kostheim) en Kembs/Märkt. Uit de vergelijking van de terugkeerprognoses, die zijn berekend op basis van de uitgezette smoltequivalenten, en de getelde terugkeerders (zie figuur 2; 13) kan worden afgeleid dat de controlestations Iffezheim en Gamsbshiem wat betreft de vangstaandelen ten opzichte van de prognose een vergelijkbare ontwikkeling in de tijd evenals vergelijkbare aandelen vertonen (behoudens de lacunes in de monitoring van Iffezheim). In de periode van 2006 t/m 2020 is in Iffezheim gemiddeld 30,8%, in Gamsbshiem 30,3% van de *verwachte* terugkeerders geteld; in de jaren 2011 en 2012 waren de waarden in Gamsbshiem zelfs hoger dan in Iffezheim. De waarden komen bijna overeen, hetgeen suggereert dat er tot 2020 geen noemenswaardige verliezen optraden tussen Iffezheim en Gamsbshiem (bijv. doordat de terugkeerders in een slechte conditie verkeerden, door scheepvaart, predatie door meervallen, visserij). In Gamsbshiem werd vrijwel precies het aantal terugkeerders geteld als kon worden verwacht na aftrek van de zalmen die de Ill en de Rensch intrekken. Dit kan ook worden geïnterpreteerd als een indicatie dat de vispassage van Gamsbshiem gemakkelijk te vinden en te passeren is en dat de smoltmortaliteit bij de passage van Iffezheim veeleer gering is. Deze beoordeling moet echter worden beschouwd als voorlopig, omdat de monitoring in Iffezheim gedurende meerdere jaren beperkt was en er bouwwerkzaamheden waren, omdat de video-opnames uit Iffezheim nog niet zijn geëvalueerd (2021-2023) en omdat de tijdreeks per slot van rekening (nog) kort is. De gegevens laten echter wel uitdrukkelijk het belang zien van een efficiënte vispassagemonitoring op deze en op andere locaties in de Duits-Franse Bovenrijn (akoestische telemetrie). Er wordt aanbevolen om aan controlestations KI-identificatiesystemen te gebruiken voor de evaluatie van video's. Deze systemen zouden door een deskundigencomité moeten worden geprioriteerd. In dit verband zou ook een uitbreiding van het netwerk van controlestations moeten worden doorgezet.

Predatoren: Aan het Haringvliet en aan stuwen in Duitsland en Frankrijk zou er door middel van zogenaamde predatietags (akoestische telemetrie) onderzoek moeten worden gedaan naar de invloed van de meerval, de gewone zeehond/grijze zeehond en andere predatoren. Met deze methode kan de predatie ook worden gemonitord, onafhankelijk van bestaande stuwen/dammen/waterkrachtcentrales en de bedreiging door de scheepvaart.

Informatie-uitwisseling en samenwerking: Het is noodzakelijk om de informatie-uitwisseling over verwondingen te verbeteren. Zo heeft Frankrijk voor de onderhavige studie, ondanks meermalige verzoeken en tussenkomst van de ICBR, geen fotomateriaal en/of interpretaties i.v.m. de gesteldheid van de terugkeerders in Gamsbshiem ter beschikking gesteld. Deze informatie - ook al was ze niet representatief - zou echter belangrijk zijn geweest om de lotgevallen van de vissen die in Iffezheim zijn waargenomen (2022-2024, zie bijlage I) verder te kunnen volgen. Als gevolg van ontbrekende bewijsfoto's konden de volgende vragen *niet* worden onderzocht:

- ⇒ Hoeveel van de niet-gewonde, matig gewonde en zwaargewonde zalmen bereiken Gamsbshiem?
- ⇒ Lopen zalmen die in Iffezheim zijn waargenomen op hun weg naar Gamsbshiem (verdere) verwondingen op?
- ⇒ Zijn er indicaties dat door de verwondingen het tijdsbudget wordt belast?
- ⇒ Hoe ontwikkelen verwondingen zich die in Iffezheim zijn vastgesteld totdat vissen in Gamsbshiem worden geregistreerd (in het bijzonder schaafwonden en ontstekingen aan de huid en de vinnen)?

Implementatie van de meldplicht voor gevangen trekvis: In het gehele Rijnstroomgebied zou er een meldplicht moeten bestaan voor de vangst van trekvis. Meldingen zouden naar de bevoegde visserijdiensten moeten worden gestuurd, die de gegevens vervolgens invoeren in een nog op te bouwen gegevensbank.

Functionaliteitscontroles van de vindbaarheid en de passeerbaarheid van stroomopwaartse vismigratievoorzieningen: In veel regio's is het vrij gebruikelijk om rivieren dan wel riviervlakten na de aanleg van voorzieningen voor de stroomopwaartse vismigratie als passeerbaar te classificeren, zonder dat er latere functionaliteitscontroles plaatsvinden. Dit is verdedigbaar voor hellingen over de volledige breedte van de rivier op locaties die niet voor andere doeleinden worden gebruikt (bijv. omleidingstraject voor waterkrachtcentrales). Echter, dwarsconstructies over grote rivieren (Rijn, Main, Moezel, Neckar, enz.) met vispassages aan de zijkant blijven in principe een migratiebarrière die alleen door een deel van de terugkeerders kan worden gepasseerd, vanwege de onvermijdelijk beperkte vindbaarheid van de voorziening voor stroomopwaartse vismigratie. Daarbij geldt dat hoe lager het debiet door de vismigratievoorziening ten opzichte van het aandeel in de hoofdstroom is, hoe slechter de voorziening te vinden is. Bij de meeste kleine en middelgrote waterkrachtcentrales op omleidingskanalen die de auteurs kennen, is er sprake van een barrièrewerking, omdat de minimumafvoer in de hoofdstroom te laag is voor volwassen zalm (fysieke barrièrewerking). Deze werking wordt nog vergroot door het effect van doodlopende zones op het punt waar het water dat door de turbine is gegaan wordt teruggevoerd naar de hoofdstroom (gedragsbarrière "misleidende lokstroom" in het benedenpand) (zie ook hoofdstuk 13.2 "Turbines inzwemmen van benedenstroms").

In alle genoemde gevallen kan een klein aantal dwarsconstructies al volstaan om als gevolg van cumulatieve effecten een duurzame herintroductie van zalm in de weg te staan. Gelet op het voorgaande wordt dringend aanbevolen om in het kader van functionaliteitscontroles de *daadwerkelijke passeerbaarheid* van bestaande stroomopwaartse vismigratievoorzieningen te controleren. De noodzaak om kleine waterkrachtcentrales te ontmantelen, is reeds beschreven in hoofdstuk 13.2 ("kleine waterkrachtcentrales"). De geactualiseerde stand van de passeerbaarheid zou moeten worden ingevoerd in een nog te ontwikkelen database.

Genetische monitoring: De gezamenlijke genetische monitoring levert interessante inzichten op voor het beheer. Hoewel het onderzoek nog niet is afgerond, lijkt het erop dat de genetische kwaliteit van de uitgezette vissen een invloed heeft op de overleving van de smolts. Ook de leeftijd van de uitgezette vissen lijkt, afhankelijk van rivier, van invloed te zijn op de overleving van zalm. Bovendien stelt NASCO voor om domesticatie-effecten bij herintroducties te reduceren. Tot slot levert de genetische monitoring eerste indicaties voor waar de teruggekeerde zalm precies vandaan komt (uitzetrivieren, uitzetleeftijd, stam, enz.). Daarom zou deze monitoring doelgericht en waar nodig moeten worden voortgezet. Er zou moeten worden doorgegaan met het controleren van de genetische geschiktheid van zalm in ouderdierhouderijen en van de uitzetvissen. Het aantal terugkeerders in de Rijn dat als ouderdieren kan worden gebruikt, is vooralsnog zeer laag. Daarom zullen ouderdieren ook de komende jaren nog in kwekerijen moeten worden gefokt. Domesticatie-effecten zouden daarbij zo mogelijk moeten worden voorkomen. Gelet op het voorgaande zou er verder moeten worden ingezet op de bevruchting van eitjes met cryogepreserveerd sperma van wilde mannetjesvissen en, indien dit succesvol is, zou deze manier van werken moeten worden uitgerold over het gehele gebied (op dit moment is er een experiment aan de gang in Zwitserland). Dit zou de domesticatie-effecten aanzienlijk kunnen reduceren. Om de kwaliteit te waarborgen zijn begeleidende, genetische onderzoeken noodzakelijk.

Namens het consortium "Arge Salmo",

(Jörg Schneider)

13. Bibliografie

- ABT, K.F., HOYER, N., KOCH, L. & D. ADELUNG, D. (2002): The dynamics of grey seals (*Halichoerus grypus*) off Amrum in the south-eastern North Sea - evidence of an open population. - J. Sea Res., 47: 55-67.
- ALLEN, P.J., AMOS, W., POMEROY, P.P. & TWISS, S.W. (1995): Microsatellite variation in grey seals (*Halichoerus grypus*) shows evidence of genetic differentiation between two British breeding colonies. - Mol. Ecol. 4: 653– 622.
- AMARAL, S.V.; WATSON, S.M.; SCHNEIDER, A.D.; RACKOVAN, J & BAUMGARTNER, A. (2020): Improving survival: injury and mortality of fish struck by blades with slanted, blunt leading edges, Journal of Ecohydraulics, 5:2, 175-183, DOI: 10.1080/24705357.2020.1768166
- ANDERSON, S.S. (1992): *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791) – Kegelrobbe. In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. Vol. 6/II. Akad. Verlagsges., Wiesbaden: 97–115.
- AQUABIOS (2017): Genetische Untersuchung der Sieglachse – Rückkehrer, Saison 2015 Monito- ringstationen Siegburg (Sieg) und Troisdorf (Agger). - Aquabios GmbH, Auftraggeber: Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.
- AQUABIOS (2023): Koordiniertes genetisches Monitoring Rheinlachs – Teilbereich Schweiz – Zwischenbericht 2023. - Aquabios GmbH, Auftraggeber: Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt und Aargau.
- AREVALO, E., MAIRE, A., TÉTARD, S., PRÉVOST, E., LANGE, F., MARCHAND, F., JOSSET, Q. & DROUINEAU, H. (2021): Does global change increase the risk of maladaptation of Atlantic salmon migration through joint modifications of river temperature and discharge? - Proc. R. Soc. B 288: 20211882. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1882>
- AQUAPLUS (2021): Fischschutz Hochrhein – Massnahmen bei Hitzeereignissen. Fachbericht zum best-practice Handbuch. Pilotprojekt F.13 im Rahmen des Pilotprogrammes zur Anpassung an den Klimawandel. 56 p. und Anhang A–E
- ARMSTRONG, J.D., KEMP, P.S., KENNEDY, G.J.A., LADLE, M. & MILNER, N.J. (2003): Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. - Fisheries Research 62 (2003) 143–170.
- AUFLEGER, M. (2019): FishProtector - Informationen zu einem wirksamen hybriden Fischschutz- und Fischleitsystem. – Rundschreiben der Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Wasserbau, 6 p.
- BAKER, P.J., BOITANI, L., HARRIS, S., SAUNDERS, G. & WHITE, P.C.L. (2008): Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. - Mammal Rev. 38, 123–166.
- BAKER, M. R., & SCHINDLER, D. E. (2009): Unaccounted mortality in salmon fisheries: non-retention in gillnets and effects on estimates of spawners. Journal of Applied Ecology 46:752–761.
- BALAZIK, M.T., K.J. REINE, A.J. SPELLS, C.A. FREDRICKSON, M.L. FINE, G.C. GARMAN & S.P. MCLNINCH (2012): The potential for ship interactions with adult sturgeon in the James River, Virginia. - North American Journal of Fisheries Management 32: 1062-1069.
- BANKS, J.W. (1969): A review of the literature on upstream migration of adult salmonids. J. Fish Biol. 1: 85-136.
- BARTON B.A. (2002): Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. - Integ. Comp. Biol., 2002 Jul;42(3):517-25. doi: 10.1093/icb/42.3.517.
- BASS, A., HINCH, S., CASSELMAN, M., BETT, N., BURNETT, N., MIDDLETON, C. & PATTERSON, D. (2018): Visible gill-net injuries predict migration and spawning failure in adult sockeye salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 147:1085–1099, 2018.
- BATEMAN, A.W., PEACOCK, S.J., CONNORS, B., POLK, Z., BERG, D., KRKOŠEK, M. & MORTON, A. (2016): Recent failure to control sea louse outbreaks on salmon in the Broughton Archipelago, British Columbia. - Can J Fish Aquat Sci 73:1164–1172.
- BENITEZ, J.P. & ERRAUD, A., DIERCKX, A., F. D'HALLUIN, ANTIPINE, S., RENARDY, S., NZAU MATONDO, B., KESTEMONT, P., OVIDIO, M. (2022): Rapport final annuel 2022 au Service Public de Wallonie (D GARNE/DNF-SP) de la Subvention 2021-2022 relative au suivi scientifique de la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse. Université de Liège et Université de Namur, 118 pp.

- BERNTHAL, F.R.; SEAMAN, B.W.; RUSH, e. *et al.* (2023): High summer temperatures are associated with poorer performance of underyearling Atlantic salmon (*Salmo salar*) in upland streams. – J. Fish Biol. 102, Issue2
- BLASEL, K. (2004): Einfluss der Kormoran-Prädation auf den Fischbestand im Restrhein. – Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, Sölden, 41 p.
- BOMFORD, M. & OBRIEN, P.H. (1990): Sonic deterrents in animal damage control – a review of device tests and effectiveness. - Wildl. Soc. Bull. 18, 411–422.
- BOISNEAU C. & BELHAMITI N. (2018): Prédation des poissons migrateurs par le silure en Loire. - CITERES Université de Tours et AADPPMFEDLA.
- BOOTH, R.K., KIEFFER, J.D., DAVIDSON, K., BIELAK, A.T. & TUFTS, B.L. (1995): Effects of late-season catch and release angling on anaerobic metabolism, acid–base status, survival, and gamete viability in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 (1995), pp. 283–290.
- BOULETREAU S, GAILLAGOT A, CARRY L, TETARD S, DE OLIVEIRA E, *et al.* (2018): Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. - PLOS ONE 13(4): e0196046. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196046>
- BOULETREAU S., CARRY, L., MEYER, E. *et al.* (2020): High predation of native sea lamprey during spawning migration. - Sci. Rep. 10, 6122 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62916-w>
- BOULETREAU, S., FAUVEL, T., LAVENTURE, M. *et al.* (2021). “The giants’ feast”: predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. - Aquatic Ecol. 55. 1-9. 10.1007/s10452-020-09811-8
- BOYD, I.L., FRISK, G., URBAN, E., TYACK, P., AUSUBEL, J., SEEYAVE, S., CATO, D., SOUTHAL, B., WEISE, M., ANDREW, R., AKAMATSU, T., DEKELING, R., ERBE, C., FARMER, D., GENTRY, R., GROSS, T., HAWKINS, A., FENGUA, L., METCALF, K., MILLER, J.H., MORETTI, D., RODRIGO, C. & SHINKE, T. (2011): An international quiet ocean experiment. - Oceanography 24, 174–181.
- BRANDT, M. J., HÖSCHLE, C., DIEDERICH, A., BETKE, K., MATUSCHEK, R., WITTE, S. & NEHLS, G. (2012): Effectiveness of a sealscarer in deterring harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and its application as a mitigation measure during offshore pile driving. - Final Report for the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation reference number: 0325141, and the Danish Offshore Demonstration Programme, Bioconsult SH, Husum, 109 pp.
- BRANDT, M., HÖSCHLE, C., DIEDERICH, A., BETKE, K., MATUSCHEK, R. & NEHLS, G. (2013): Seal scarers as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites. - Marine Ecology Progress Series 475: 291-302.
- BRASSEUR, S.M.J.M., VAN POLANEN PETEL, T.D., GERRODETTE, T., MEESTERS, E.H.W.G., REIJNDERS, P.J.H. & AARTS, G. (2015): Rapid recovery of Dutch grey seal colonies fueled by immigration. - Marine Mammal Science 31, 405-426.
- BRASSEUR, S.M.J.M., CARIUS, F., DIEDERICH, B., GALATIUS, A., JESS, A., KORBER, P., SCHOP, J., SIEBERT, U., TEILMANN, J., BIE THOSTESEN, C. & KLOPPER, S. (2020): EG-Seals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2019-2020 : Less disturbance? - Common Wadden Sea Secretariat.
- BRASSEUR, S., CARIUS, F., DIEDERICH, B., GALATIUS, A., JESS, A., KORBER, P., MEISE, K., SCHOP, J., SIEBERT, U., TEILMANN, J., THØSTENSEN, C.B., KLOPPER, S. (2021): EG-Marine Mammals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2020-2021. - Wilhelmshaven, Germany: Common Wadden Sea Secretariat.
- BREVÉ, N. W. P., VERSPUI, R., DE LAAK, G. A. J., BENDALL, B., BREUKELAAR, A.W. & SPIERTS I. L. Y. (2014): Explicit site fidelity of European catfish (*Silurus glanis*, L., 1758) to man-made habitat in the River Meuse, Netherlands. - J. Appl. Ichthyol. 30 (2014), 472–478.
- BROBBEL, M. A., M. P. WILKIE, K. DAVIDSON, J. D. KIEFFER, A. T. BIELAK, & TUFTS, B. L. (1996): Physiological effects of catch and release angling in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) at different stages of fresh- water migration. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:2036–2043.
- BROWN, J. J., & MURPHY, G.W. (2010): Atlantic sturgeon ship-strike mortalities in the Delaware estuary.- Fisheries 35(2): 72-83.
- BUTH, M.; KAHLENBORN, W.; SAVELSBERG, J.; BECKER, N.; BUBECK, P.; KABISCH, S.; KIND, C.; TEMPEL, A.; TUCCI, F.; GREIVING, S.; *et al.* (2015): Germany’s vulnerability to Climate Change—Summary. - In Climate Change; Umweltbundesamt: Dessau-Roßlau, Germany, 2015.

- CAMPBELL, B.A. & BLOOM, J.M. (1965): Relative aversiveness of noise and shock. - J. Comp. Physiol. Psychol. 60, 440–442.
- CARDOSO, J., FREITAS, V., QUÍLEZ, I., JOUTA, J., WITTE, J., & VAN DER VEER, H. (2015). The European sea bass *Dicentrarchus labrax* in the Dutch Wadden Sea: From visitor to resident species. - Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 95(4), 839-850. doi:10.1017/S0025315414001714.
- CLAUS, M. P. A., VAN KESSEL, N., & WOLBERS, O. (2021): De opmars van Europese meerval (*Silurus glanis*) in de Nederlandse wateren – huidige ver- spreiding en potentiële effecten. - Report no: 21–278. Culemborg: Bureau Waardenburg.
- COLAVECCHIA, M., KATOPODIS, C., GOOSNEY, R., SCRUTON, D. A. & MCKINLEY, R. S. (1998): Measurement of burst swimming performance in wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) using digital telemetry. - Regulated Rivers Research & Management, Volume 14, Issue 1, pp: 41-51.
- COLLAS, F.P.L., A.D. BUIJSE, L. VAN DEN HEUVEL, N. VAN KESSEL, M.M. SCHOOR, H. EERDEN EN R.S.E.W. LEUVEN (2018): Longitudinal training dams mitigate effects of shipping on environmental conditions and fish density in the littoral zones of the river Rhine. - Science of the Total Environment (2018) Vol. 619-620.
- COSTELLO, M.J. (2009): How sea lice from salmon farms may cause wild salmonid declines in Europe and North America and be a threat to fishes elsewhere. - Proc R Soc Lond B Biol Sci 276:3385–3394
- CRONIN, M., GOSCH, M. JESSOPP, M., LUCK, C., ROGAN, E. & REID, D. (2014): A Pilot Study of Seal Predation on Salmon Stocks in Selected Irish Rivers and Estuaries. – Inland Fisheries Ireland, 51 pp.
- DADSWELL, M., SPARES, A., READER, J. MCLEAN, M. McDERMOTT, T. SAMWAYS, K. & LILLY, J. (2022): The Decline and Impending Collapse of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Population in the North Atlantic Ocean: A Review of Possible Causes. - Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 30:2, 215-258, DOI: 10.1080/23308249.2021.1937044
- DEMPSON, B., C.J. SCHWARZ, I.R. BRADBURY, M.J. ROBERTSON, G. VEINOTT, R. POOLE, E. COLBOURNE (2017): Influence of climate and abundance on migration timing of adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) among rivers in Newfoundland and Labrador. - Ecology of Freshwater Fishes 26: 245-259.
- DEMPSON, J.B., FUREY, G. & BLOOM, M. (2002): Effects of catch and release angling on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., of the Conne River, Newfoundland. - Fish. Management Ecol. Vol. 9 (3).
- DIETZ, R., TEILMANN, J. & HENRIKSEN, O.D. (2003): Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. - NERI Technical Report No. 429.
- DORIDANT, J.-B. (2021): Etude de l'impact du changement climatique sur les communautés vivantes du Rhin et plus particulièrement les poissons grands migrateurs. - Mémoire de stage 3A – Dominante d'approfondissement Gestion forestière; AgroParisTech, Office Français de la Biodiversité, 93 pp.
- EBEL, G.; GLUCH, A. & KEHL, M. (2015): Einsatz des Leitrechen-Bypass-Systems nach Ebel, Gluch & Kehl an Wasserkraftanlagen – Grundlagen, Erfahrungen und Perspektiven. – WasserWirtschaft 7/8 2015, S. 44-50.
- ENSING, D. (2018): Genetics study on Atlantic salmon (*Salmo salar*) from the reintroduction program on the river Rhine system in the German Federal states of Rhineland-Palatinate and Hesse. - Studie im Auftrag der Länder Rheinland-Pfalz und Hessen; Agri-Food & Bio-sciences Institute Northern Ireland (AFBNI), 17 S.
- ENVIRONMENTAL AGENCY (2007): Barriers to Fish Migration Survey: Assessment Criteria and Procedure. -Extended field manual.
- ENVIRONMENTAL AGENCY (2021): Salmon Stocks and fisheries in England and Wales, 2021. - Preliminary assessment prepared for ICES, March 2022, 96 pp.
- ELLISER, C.R., HESSING, S., MACIVER, K.H., WEBBER, M.A. & KEENER, W. (2020): Short Note: Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena vomerina*) catching and handling Large Fish on the U.S. West Coast. - Aquatic Mammals 46(2), 191-199. DOI 10.1578/AM.46.2.2020.191
- FERC - FEDERAL ENERGY REGULATORY COMMISSION (1995): Impacts of Hydroelectric Plant Tailraces on Fish Passage. – Office of Hydropower Licensing, Washington, DC Paper No. DPR-9, 101 pp.

- FORSETH, T., BARLAUP, B. T., FINSTAD, B., FISKE, P., GJØSÆTER, H., FALKEGÅRD, M., HINDAR, A., MO, T. A., RIKARSEN, A. H., THORSTAD, E. B., VØLLESTAD, L. A. & WENNEVIK, V. (2017): The major threats to Atlantic salmon in Norway. – ICES Journal of Marine Science, 74: 1496–1513.
- FRECHETTE D., S.J. DUGDALE, J.J. DODSON, N.E. BERGERON (2018): Understanding summertime thermal refuge use by adult Atlantic salmon using remote sensing, river temperature monitoring, and acoustic telemetry. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 75(11): 1999-2010.
- FREIBERGER, L. & WINDISCH, U. (2020): Beschattende Wirkung von Ufergehölzen auf das Temperaturregime in Fließgewässern am Beispiel der Diete. - WasserWirtschaft 110, 18-22.
- FRIMODT, C. (1995): Multilingual illustrated guide to the world's commercial coldwater fish. - Fishing News Books, Osney Mead, Oxford, England. 215 p.
- GALATIUS, A., ABEL, C., BRACKMANN, J., BRASSEUR, S., JEB, A., MEISE, K., MEYER, J., SCHOP, J., SIEBERT, U., TEILMANN, J., THØSTENSEN, B. (2021): Abundance of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2021. - Wilhelmshaven, Germany: Common Wadden Sea Secretariat.
- GIBSON, R.J. (2017): Salient Needs for Conservation of Atlantic Salmon. – Fisheries Vol. 42, Issue3, pp. 163-174
- GILLSON, J.P., BASIC, T., DAVISON, P.I. *et al.* (2022): A review of marine stressors impacting Atlantic salmon *Salmo salar*, with an assessment of the major threats to English stocks. – Rev. Fish Biol. Fisheries **32**, 879–919 (2022).
<https://doi.org/10.1007/s11160-022-09714-x>
- GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2010): Aversiveness of sound in phocid seals: psycho-physiological factors, learning processes and motivation. - J. Exp. Biol. 213, 1536–1548.
- GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2011): Repeated elicitation of the acoustic startle reflex leads to sensitisation in subsequent avoidance behaviour and induces fear conditioning. - BMC Neurosci. 12, 30.
- GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2013): Acoustic deterrent devices to prevent pinniped depredation: efficiency, conservation concerns and possible solutions. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 492, 285–302.
- GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2015): Target-specific acoustic predator deterrence in the marine environment. - Animal Conservation 18, 102–111.
- GÖTZ, T. & JANIK, V.M. (2016): Non-lethal management of carnivore predation: long-term tests with a startle reflex-based deterrence system on a fish farm. - Animal Conservation 19 (2016) 212–221.
- GREGORY, S.D.; IBBOTSON, A.T.; RILEY, W.D; NEVOUX, M.; LAURIDSEN, R.B.; RUSSELL, I.C.; BRITTON, J.R.; GILLINGHAM, P.K.; SIMMONS, O.M. & RIVOT, E. (2019): Atlantic salmon return rate increases with smolt length. - ICES Journal of Marine Science 76,(6) p. 1702–1712.
- GROSSER, P.F. & SCHMALZ, B. (2023): Projecting Hydroclimatic Extremes: Climate Change Impacts on Drought in a German Low Mountain Range Catchment. - Atmosphere 2023, 14, 1203. <https://doi.org/10.3390/atmos14081203>.
- GUTREUTER, S.; DETTMERS, J.M. & WAHL, D. (2003): Estimating mortality rates of adult fish from entrainment through the propellers of river towboats. – Trans. Am. Fisheries Soc. 132 (4): 646-661.
- HAUG, J.; AUER, S.; FREES, C.; BRINKMEIER, B.; TUTZER, R.; HAYES, D.S.; AUFLEGER, M. (2022): Retrofitting of Existing Bar Racks with Electrodes for Fish Protection—An Experimental Study Assessing the Effectiveness for a Pilot Site. – Water 2022,14,850. <https://doi.org/10.3390/w14060850>
- HAVN, T.B., ØKLAND, F., HEERMANN L., THORSTAD, E.B., TEICHERT, M.A.K., SÆTHER, S.A., TAMBETS, M. & BORCHERDING, J. (2018): Downstream migration of Atlantic salmon smolt at Unkelmühle power station in 2016. - NINA Report 1412: 38 pages . Norwegian Institute for Nature research (NINA), Trondheim.
- HEDGER, R.D., L.E. SUNDT-HANSEN, T. FORSETH, O. UGEDAL, O.H. DISERUD, Å.S. KVAMBEKK, A.G. FINSTAD (2013): Predicting climate change effects on subarctic–Arctic populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70(2): 159-168.

HERRMANN, C., HARDER, K. & SCHNICK, H. (2007): Robben an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns: Ergebnisse des Monitorings vom Februar 2007 bis Mai 2008. - Naturschutzarb. in MV 50: 56-69.

HERMANNSEN, L., MIKKELSEN, L. & TOUGAARD, J. (2015): Review: Effects of seal scarers on harbour porpoises. - Research note from DCE - Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, 23 pp.

HESSELSCHWERDT, J., APP, P. & BOSCH, N. (2023): Biologische Untersuchung Aare zwischen Bielersee und Rhein 2022. – Fachbericht HYDRA AG im Auftrag der Kantone Aargau, Solothurn und Bern. Kreuzlingen, 82 pp.

HOEKSTEIN, M.S.J., M. SLUIJTER & K.D. VAN STRAALLEN (2022): Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2020/2021. - Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 22.02. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2022-01. Deltamilieu Projecten, Vlissingen.

ICBR (2004a): Rijn & zalm 2020 – Programma voor trekvisen in het Rijnsysteem. – Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ed.), Koblenz, 31 p.

ICBR (2004b): Effecten van waterkrachtcentrales in zijrivieren van de Rijn op de stroomafwaartse vismigratie” (alleen in het Duits en het Frans beschikbaar). - Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn; ICBR-rapport 140, 8 pp.

ICBR (2007): Zalm 2020 – Actualisering van het programma voor de bescherming en de herintroductie van trekvisen. – Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ed.), kaart, stand 2007.

ICBR (2013): Presentatie van de ontwikkeling van de temperatuur van het Rijnwater op basis van gevalideerde temperatuurmetingen in de periode 1978-2011. – ICBR-rapport 209, Koblenz, 2013.

ICES (2023a): Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). - ICES Scientific Reports. 5:41. 478 pp.
<https://doi.org/10.17895/ices.pub.22743713>

ICES (2023b): Advice on fishing opportunities, catch, and effort - sal.oth.all; 107 pp.
<https://doi.org/10.17895/ices.advice.22699276>

IMBERT, H.; MARTIN, P.; RANCON, J.; GRAFFIN, V. & DUFOUR, S. (2013): Evidence of late migrant smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Loire-Allier System, France. - Cybium 2013, 37(1-2): 5-14.

INGENDAHL, D.; FELDHAUS, G.; DE LAAK, G.; VRIESE, T. & BREUKELAAR, A. (2008): Downstream migration of salmon smolt in the River Rhine: results of a transponder study 2007. - International Council for the Exploration of the Sea; North Atlantic Salmon Working Group, Working Paper 43/2008; 10 pp.

JANSEN, H.M., WINTER, H.V., TULP, I.Y.M., BULT, T.P., HAL, R.V., BOSVELD, J., VONK, R. (2008): Bijvangst van salmoniden en overige trekvisen vanuit een populatieperspectief. - Report no: C039/08. IJmuiden: IMARES.

JEFFERSON, T.A. & CURRY, B.E. (1996): Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? - Ocean Coast. Manage. 31, 41–70.

JEPSEN, N. (2011): Return of the king – The recovery of Danish salmon stocks: Skjern Å. - In: Pool 32 Magazine, No. April, 2011, p. 196-223.

JEPSEN, N., AARESTRUP, K., ØKLAND, F., RASMUSSEN, G. (1998): Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. - Hydrobiologia 371/372: pp. 347-353.

JEPSEN, N., FLÁVIO, H. & KOED, A. (2018): The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. - Fish Manag Ecol. 2018;1–4.

JONSSON, N., JONSSON, B., & HANSEN, L.P. (1991): Energetic cost of spawning in male and female Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). J. Fish Biol. 39: 739– 744.

JURIJENS, H. (2006): The migration of salmonids through the Rhine delta. – Thesis Aquatic Ecology and Water Quality Management, AEW-80439, Report number 007/2006, Wageningen University; 63 p. + Annex

KILLGORE, J.K., L.E. MIRANDA, C.E. MURPHY, D.M. WOLFF., J.J. HOOVER, T.M. KEEVIN, S.T. MAYNORD & M.A. CORNISH (2011): Fish entrainment rates through towboat propellers in the Upper Mississippi and Illinois rivers. - Transactions of the American Fisheries Society 140: 570-581.

KING, J.E. (1983): Seals of the World. - Cornell University Press, Ithaca, New York.

KING, H. R., N. W. PANKHURST, M. WATTS, P. M. PANKHURST (2003): Effect of elevated summer temperatures on gonadal steroid production, vitellogenesis and egg quality in Tasmanian female Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). - J. Fish Biol. 63(1): 153-167.

KREITMANN L. (1932). La vitesse de nage des poissons. – Bull. Français Pêche Pisciculture 53: 145-1 80.

KRKOŠEK, M., REVIE, C.W., GARGAN P.G., SKILBREI O.T., FINSTAD B. & TODD C.D. (2013): Impact of parasites on salmon recruitment in the Northeast Atlantic Ocean. - Proc. R. Soc. B.280: 20122359-20122359. <http://doi.org/10.1098/rspb.2012.2359>

LEOPOLD, M., BEGEMAN, L., BLEIJSWIJK, J., IJSSELDIJK, L., WITTE, H. & GRÖNE, A. (2015): Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. - Proceedings. Biological sciences / The Royal Society. 282(1798). DOI 10.1098/rspb.2014.2429.)

LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.) (2023): Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) in Baden-Württemberg - Landesweite Brutbestandserfassung 2022. - LUBW, Karlsruhe.

LUCAS M. C. & FEAR P. A. (1997). Effects of a flow gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid.- J. Fish Biol. 50:382–396.

LUDWIG, S. (2020): Schutzmaßnahmen für marine Säugetiere bei Anspengversuchen der WTD 71 an Fregatte F 122 ex-KARLSRUHE im Bundeswehr-Sperrgebiet Schönhagen. - Beitrag der Unterabteilung Geoinformation, Marinekommando für das Vorhaben der Wehrtechnischen Dienststelle 71, 31 pp.

MCCORMICK, S.D., J.M SHRIMPTON, B.T. BJÖRNSSON, S. MORIYAMA (2002): Effects of an advanced temperature cycle on smolt development and endocrinology indicate that temperature is not a zeitgeber for smolting in Atlantic salmon. - J. Experimental Biology 205: 3553-3560.

MENDE, M. & SIEBER, P. (2022): Wie halten wir unsere Fließgewässer kühl? Untersuchung und Visualisierung von Temperatureinflüssen, Ableitung von Massnahmenvorschlägen. - Wasser Energie Luft, 114. Jahrgang, 2022, Heft 1, CH-5401 Baden.

MILLS, K.E., PERSHING, A.J., SHEEHAN, T.F. & MOUNTAIN, D. (2013): Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. - Glob. Chang. Biol. 2013 Oct;19(10):3046-61. doi: 10.1111/gcb.12298. Epub 2013 Aug 13. PMID: 23780876.

MORTON, A.B. & SYMONDS, H.K. (2002): Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada.- ICES J. Mar. Sci. 59, 71–80.

ØKLAND, F.; TEICHERT, M.A.K.; THORSTAD, E.B.; HAVN, T.B.; HEERMANN, L.; SÆTHER, S.A.; DISERUD, O.H.; TAMBETS, M.; HEDGER, R.D. & BORCHERDING, J. (2016): Downstream migration of Atlantic salmon smolt at three German hydropower stations. - NINA Report 1203: 47 p.

ONEMA (2014): Assessing the passage of obstacles by fish. - Concepts, design and application. 202 pp.

OTERO, J., L'ABEE-LUND, J.H., CASTRO-SANTOS, T. et al. (2014): Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Global Change Biol. 2014 Jan; 20(1):61-75. doi: 10.1111/gcb.12363.

PHILIPP, M.A.; PEIMAN, K.S.; CROSSIN, G.T.; HINCH, S.G.; PATTERSON, D.A.; ELVIDGE, C.K. & COOKE, S.J. (2023): Using repeat injury assessments in adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) to predict spawning success and describe severity of migration conditions. – Fisheries Research 266 (2023) 106797

REIJNDERS, P. J. H., J. VAN DIJK & D. KUIPER (1995): Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. - Biological Conservation 71: 231– 235.

REIJNDERS, P.J.H., VERRIOPOULOS, G. & BRASSEUR, S.M.J.M. (1997): Status of pinnipeds relevant to the European Union. - DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, NL. IBN Scientific Contributions 8: 1- 195.

SATTERTHWAITE, W.H., S.M. CARLSON, S.D. ALLEN-MORAN, S. VINCENZI, S.J. BOGRAD, B.K. Wells (2014): Match-mismatch dynamics and the relationship between ocean-entry timing and relative ocean recoveries of Central Valley fall run Chinook salmon. - Marine Ecology Progress Series 511: 237-248.

SAUMON-RHIN (2022): Carte schématique des difficultés de franchissement pour les salmonidés migrateurs sur le Rhin et le cours principal de l'Ill - Etat d'avancement au Avril 2022. - Document de travail Association Saumon-Rhin (ASR), 1 p.

SCHMUTZ S., JUNGWIRTH M., RATSCHAN C., SIEMENS M. V., GUTTMANN S., PAINTNER S., UNFER G., WEISS S., HANFLAND S., SCHENEKAR T., SCHUBERT M., BRUNNER H., BORN O., WOSCHITZ G., GUM B., FRIEDL T., KOMPOSCH C., MÜHLBAUER M., HONSIG-ERLENBURG W., ... ZAUNER G. (2023): Der Huchen stirbt aus – was tun? Gefährdungsfaktoren und notwendige Maßnahmen in Bayern und Österreich. - Österreichs Fischerei, Sonderheft 2023, 176. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7633497>

SCHNEIDER, J. (1998): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. - Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen; 218 pp.

SCHNEIDER, J. (2009): Visecologische totaalanalyse inclusief beoordeling van de effectiviteit van de lopende en beoogde maatregelen in het Rijngebied met het oog op de herintroductie van trekvisen. ICBR-rapport 167, Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR) (ed.), Koblenz, 165 pp.

SCHNEIDER, J. (2020): Erfolgskontrollen von Besatzmaßnahmen mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) in den Gewässersystemen der Mosel, der Nahe und der Wieslauter mit angrenzenden Altrheinen sowie Monitoring der spontanen Wiederbesiedlung der Nette – Lachs 2020 in Rheinland-Pfalz. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd, Obere Fischereibehörde. Endbericht; 192 pp. (*niet-gepubliceerd*).

SCHNEIDER, J. & SEUFERT, T. (2022a): Lachsrückkehrer im Rheinsystem - Stand der Wiederansiedlung 2022. - Supplement zu Projektberichten für Hessen und Rheinland-Pfalz 2022. Frankfurt am Main, 67 pp. (*niet-gepubliceerd*).

SCHNEIDER, J. & SEUFERT, T. (2022b): Echolotbasiertes Monitoring in Altarmen des rheinland-pfälzischen Oberrheins 2022. - Studie im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz – SGD Süd, Obere Fischereibehörde. Frankfurt a.M., 25 pp. (*niet-gepubliceerd*).

SHEPHARD, S., MACINTYRE, C. & GARGAN, P. (2016): Aquaculture and environmental drivers of salmon lice infestation and body condition in sea trout. - Aquacult Environ Interact 8: 597–610

SHIVIK, J.A., TREVES, A. & CALLAHAN, P. (2003): Nonlethal techniques for managing predation: primary and secondary repellents. - Conserv. Biol. 17, 1531–1537.

SOLOMON, D. J., H. T. SAMBROOK (2004): Effects of hot dry summers on the loss of Atlantic salmon, *Salmo salar*, from estuaries in South West England. *Fisheries Management and Ecology* 11(5): 353-363.

SOLOMON, D. J., H. T. SAMBROOK, K. J. BROAD (1999): Salmon migration and river flow – results of tracking radio-tagged salmon in six rivers in South West England. R&D Publication 4, Bristol: Environment Agency, 110 pp.

SPIERTS, I.L.Y. (2016): The effects of ship propellers on migratory fish species, with emphasis on sturgeon, a literature study. Mark: 20160175/rep01, final, July 26th 2016; ATKB, 48 pp.

ST-HILAIRE, A., BERGERON, N.E., ENDERS, E.C., CHRÉTIEN, E., MATTE, J.-M., DUGDALE, S.J., & DAIGLE, A. (2023): Change to Atlantic salmon freshwater productivity in the North Atlantic. – NASCO, CNL(23)50, Agenda item: 7a), 15pp.

STRØM, J.F., RIKARSEN, A.H., CAMPANA, S.E., RIGHTON, D., CARR, J., AARESTRUP, K., STOKESBURY, M.J.W., GARGAN, P., JAVIERRE, P.C. & THORSTAD, E.B. (2019): Ocean predation and mortality of adult Atlantic salmon. - Sci Rep 9:7890. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44041-5>

SUURONEN, P. & LEHTONEN, E., (2012): The role of salmonids in the diet of grey and ringed seals in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea. - Fisheries Research Vol. 125–126, p. 283-288.

SVENDSEN, J.C., A.O. ESKESEN, K. AARESTRUP, A. KOED, A.D. JORDAN (2007): Evidence for non- random spatial positioning of migrating smolts (Salmonidae) in a small lowland stream. - *Freshwater Biology* 52(6): 1147-1158.

TETZLAFF, D., C. SOULSBY, A.F. YOUNGSON, C. GIBBINS, P.J. BACON, I.A. MALCOLM, S. Langan (2005): Variability in stream discharge and temperature: a preliminary assessment of the implications for juvenile and spawning Atlantic salmon. - Hydrology and Earth System Sciences 9(3): 193-208.

THEOBALD, S. (2022): Genetische Analysen von potenziellen *Salmo salar* x *S. trutta* Hybriden. - Masterarbeit Uni Koblenz-Landau. Neustadt a.d.W., 107 pp (*in Vorbereitung*).

THIELMANN-SCHLICH, C.M. (2022): Analyse der Abflussmengen und Lachsaufsteiger am Beispiel der Sieg. - Unveröffentlichte Masterarbeit, Lehramt an Haupt-, Real-, Sekundar- und Gesamtschulen Unterrichtsfach Biologie; Universität zu Köln, Köln, 79 pp.

THORSTAD, E.; NÆSJE, T.; FISKE, P. & FINSTAD, B. (2003): Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. - Fisheries Research 60, p. 139-147

THORSTAD, E.B., F. WHORISKEY, L. UGLEM, A. MOORE, A.H. RIKARSEN, B. FINSTAD (2012): A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: Behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. - J. Fish Biol. 81 (2): 500-542.

TRANCART, T., ROBIN, E., & ACOU, A. *et al.* (2023): GLANISPOMI: Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. - (T. TRANCART, E. ROBIN, & É. FEUNTEUN, Eds.). Muséum National d'Histoire Naturelle, April 2023.

VAN AALDEREN, R. & BEELEN, P. (2011): De opkomst van de meerval in Nederland. - Verspreidingsonderzoek. Sportvisserij Nederland, Bilthoven, 28 pp.

VAN DER MEIJ, V.; HAGENDOORN, A.; STAVAST, F. (2005): Evaluatie effectiviteit terugzet- verplichting voor zalm en zeeforel - Een literatuurstudie. - Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit; Rapport DK nr. 2005/022 Ede, 2005, 23 pp.

VAN DE VEN, M. (2021): Scheepvaart en aalsterfte in de Nederlandse Rijntakken. – Studie im Auftrag der Sportvisserij Nederland, ATKB 2021, 57pp.

VAN GIELS, J. & VRIESE, F.T. (2016): Overzicht visserij zoet-zout overgangen. - Report no: 20150109/rap01. ATKB.

VAN RIJSEL, J.C., VAN DEN PUIJENBROEK, M., SCHILDER, K. & WINTER, E. (2019): Impact van verschillende visserijvormen op trekvisen. - Wageningen Marine Research IJmuiden, April 2019, 184 pp.

VAN RIJSEL, J.C.; BREUKELAAR, A. W.; DE LEEUW, J. J.; VAN PUIJENBROEK, M. E. B.; SCHILDER, K.; VRIESE, F. T. & WINTER, H. V. (*in preparation*): Freshwater losses of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Rhine. – Manuscript, Wageningen Marine Research, Wageningen University & Research, 22 pp.

VAN RIJSEL, J.C.; VAN KEEKEN, O.A. & DE LEEUW, J.J. (2021). Vismonitoring Rijkswateren t/m 2020. Deel 1: Toestand en trends. - Report no: C096/21. Wageningen Marine Research.

VAN RIJSEL, J.C.; VAN KEEKEN, O.A. & DE LEEUW, J.J. (2023): Vismonitoring Rijkswateren t/m 2022. – Wageningen Marine Research rapport C079/23, 448 pp.

VAN RIJSEL, J.C.; BREUKELAAR, A.W.; DE LEEUW, J.J.; SCHRIMPF, A.; VAN PUIJENBROEK, M.E.B. & WINTER, H.V. (2024): Reintroducing Atlantic salmon in the river Rhine for decades: Why did it not result in the return of a viable population? - River Res. Applic. 2024; 1–19; DOI: 10.1002/rra.4284.

VKM, KJETIL HINDAR, LARS ROBERT HOLE, KYRRE KAUSRUD, MARTIN MALMSTRØM, ESPEN RIMSTAD, LUCY ROBERTSON, ODD TERJE SANDLUND, EVA B. THORSTAD, KNUT WIKI VOLLSET, HUGO DE BOER, KATRINE ELDEGARD, JOHANNA JÄRNEGREN, LAWRENCE KIRKENDALL, INGER MÅREN, ANDERS NIELSEN, ERLAND B. NILSEN, ELI RUENESS & GAUTE VELLE (2020): Assessment of the risk to Norwegian biodiversity and aquaculture from pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). - Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species (CITES). VKM report 2020:01, Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.

VONLANTHEN P., KREIENBÜHL T., SCHAEFFER F., MORANDI, C. (2020): Monitoring génétique du saumon - Rapport technique provisoire pour la partie française du Rhin. - Aquabios sàrl, ECQUA sàrl Mandant : Association Saumon Rhin, Oberschaefolsheim, France.

WATSON, S., SCHNEIDER, A., SANTEN, L., DETERS, K. A., MUELLER, R., PFLUGRATH, B., STEPHENSON, J., & DENG, Z. D. (2022): Safe passage of American eels through a novel hydropower turbine. - Transactions of the American Fisheries Society, 151, 711–1. <https://doi.org/10.1002/tafs.10385>

WATSON, S.M., SCHNEIDER, A.D., GARDNER, L.C., APELL, B.R., THOMPSON, P.C., CADMAN, G.B., GAGNON, I.F., FRESE, C.R. & WECHSLER, J.F. (2023): Juvenile Alewife Passage through a Compact Hydropower Turbine Designed for Fish Safety. - North Am J Fish Manage, 43: 465-475. <https://doi.org/10.1002/nafm.10866>

WEICHERT, F.G., AXÉN, C., FÖRLIN, L., INOSTROZA, P.A., KAMMANN, U., *et al.* (2021): A multi-biomarker study on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) affected by the emerging Red Skin Disease in the Baltic Sea. - J. Fish Dis., 2021, vol. 44, no. 4, pp. 429–440.

WEIHS, P.; TRIMMEL, H.; FORMAYER, H. *et al.* (2015): Messung und Modellierung der Wassertemperatur an den Flüssen Lafnitz und Pinka. - Institut für Meteorologie, Department für Wasser, Atmosphäre, Umwelt, Universität für Bodenkultur.
<https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H81000/H81400/weihs/Pr%C3%A4sentationv%C3%96WAVSymposium10022015.pdf> (download 3.10.2023, 16:00)

WHELAN, K. & MO, T.A. (Eds) 2022: Pink Salmon and Red Skin Disease – Emerging Threats for Atlantic Salmon. - Atlantic Salmon Trust, Blue Book Series 40, AST, Battleby, Perth, Scotland, 58 pp.

WILMSMEIER, L.; SCHÖLZEL, N. & PETER, A. (2023): Lachswanderungen in der Aare - Radiotelemetrische Studie an abwandernden Smolts aus Wigger und Bünz. - Studie in Zusammenarbeit mit der Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau, 41 pp.

WYMAN, M.T.; KLIMLEY, A. P.; BATTLESON, R.D.; AGOSTA, T.V.; CHAPMAN E.D.; HAVERKAMP P.J.; PAGEL, M.D. & KAVET, R. (2018): Behavioral responses by migrating juvenile salmonids to a subsea high-voltage DC power cable. - Marine Biology (2018) 165:134 <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3385-0>

WYMAN, M.T.; KAVET, R.; BATTLESON, R.D.; AGOSTA, T.V.; CHAPMAN E.D.; HAVERKAMP P.J.; PAGEL, M.D. & KLIMLEY, A. P. (2023): Assessment of potential impact of magnetic fields from a subsea high-voltage DC power cable on migrating green sturgeon, *Acipenser medirostris*. - Marine Biology (2023) 170:164 <https://doi.org/10.1007/s00227-023-04302-4>

YEOMANS, J.S., LI, L., SCOTT, B.W. & FRANKLAND, P.W. (2002): Tactile, acoustic and vestibular systems sum to elicit the startle reflex. - Neurosci. Biobehav. Rev. 26, 1–11.

Verklarende woordenlijst

Δh: Hoogteverschil (bijv. tussen stuwen, bekkens in vispassages)

1-ZW-zalm: Kleine zalm die na een winter in de zee te hebben doorgebracht, terugkeert naar het zoete water ("eenzeewinter"-zalm of grilse)

2-ZW-zalm: Middelgrote zalm die na twee winters in de zee te hebben doorgebracht, terugkeert naar het zoete water ("tweezeewinter"-zalm)

3-ZW-zalm: Grote zalm die na drie winters in de zee te hebben doorgebracht, terugkeert naar het zoete water ("driezeewinter"-zalm)

Adult: Volwassen

Anadroom: Gezegd van vissen die zich voortplanten in zoet water en ook hun juveniele fase daar doorbrengen en voor hun adulte fase naar de zee trekken (voorbeelden: zalm, zeeforel, elft, zeeprik, steur)

Broed(je): Jonge vis tijdens de eerste weken na het dooierzakstadium (Engl.: *fry*)

Grilse: Zie 1-ZW-zalm

Homing (Eng.): "Trouw aan de geboortegrond", het vermogen van volwassen vissen om de weg terug te vinden naar de rivier waar ze uit het ei zijn gekropen, om daar te paaien

Hybride: Kruising van twee soorten; hier: zalm x forel

ICES: *International Council for the Exploration of the Sea*

Interstitieel water: Met water doorstroomd grindbed waar de eitjes en dooierzaklarven van grindpaaiers (o.a. zalm, zeeforel) zich verder ontwikkelen, ook wel: poriewater

Juveniel: Jong, gebruikt om het jeugd stadium van vissen aan te duiden (bij anadrome soorten de levensfase in zoet water)

LC: Leeftijdscategorie (LC 0+ = < 1 jaar; LC 1+ = < 2 jaar; AK 2+ = < 3 jaar oud; enz.)

m/s Snelheid in meter per seconde (hier: stroom- of zwemsnelheid)

m³/s: Kubieke meter per seconde (hier: watervolume)

Metapopulatie: Groep populaties of subpopulaties waarin (meestal in beperkte mate) genetische uitwisseling plaatsvindt

Migratie: Stroomopwaartse of stroomafwaartse trek

MZW-zalm: "Multizeewinter"-zalm, grote vis die twee tot drie jaar, minder vaak vier jaar (winters), op zee heeft doorgebracht, alvorens terug te keren naar het zoete water

NEAC: North-East Atlantic Commission

Parr: Jonge zalm tussen het eerste en het derde levensjaar; tijdens deze fase lijken de vissen uiterlijk op forellen

PFA: Abundantie vóór de bevissing (PFA = *pre-fishery abundance*)

Poaching: Illegale visserij (stroperij)

Populatie: Groep individuen die als sterk geïsoleerde voortplantingseenheid amper genetische uitwisseling kent met andere populaties

Postsmolt: Migrerende jonge zalm na de overgang van zoet naar zout water (transformatie van smolt naar postsmolt)

Potamodroom: Gezegd van vissen die hun hele levenscyclus doorbrengen in het zoete water, eventueel met migratiebewegingen binnen de stromende wateren (voorbeeld: beekforel)

Predator: Roofvijand; organisme dat een ander, nog levend organisme of delen hiervan consumeert

Salmoniden: Zalmachtigen (omvat onder andere Atlantische en Pacifische zalmen, forellen en de Donauzalm)

Significantieniveaus: $p > 0,10 = \text{n.s.}$, $p > 0,05 = (*)$, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$

Smolt: Zilverachtig verkleurde jonge zalmachtige tussen het tweede en vierde levensjaar die meestal in de lente uittrekt naar zee (smoltificatie: transformatie van parr naar smolt)

Smoltequivalent: Binnen de ICBR afgestemde omrekeningsmethode voor de uitzetinspanning. Deze omrekening wordt gedaan om uitzetmaatregelen met verschillende levensstadia (van vissenei tot uittrekkende smolt), die in de vrije natuur afhankelijk van hun ontwikkeling en grootte ook een verschillende overleving kennen, te standaardiseren.

Strayer: Volwassen vis die een rivier intrekt die niet zijn geboorte- of uitzetrivier is (bij de zalm meestal aangrenzende of nabijgelegen rivieren) of ontsnapte kweekzalmen

Subpopulatie: Groep individuen die als matig geïsoleerde voortplantingseenheid een genetische uitwisseling kent met naburige subpopulaties van een populatie

Wkc: Waterkrachtcentrale voor elektriciteitsproductie

Zeewinter: Duur van de mariene fase (zalmachtigen)

ANHANG I – V
ANNEXE I – V
BIJLAGE I – V

Um Übersetzungskapazitäten im IKS-R-Sekretariat zu sparen, wurden die Anhänge zur Studie vom Auftragnehmer in englischer Sprache zur Verfügung gestellt.

Afin de ménager les capacités de traduction du secrétariat de la CIPR, les annexes de l'étude ont été mises à disposition en anglais par le prestataire.

Om vertaalcapaciteit in het secretariaat van de ICBR te sparen, heeft de opdrachtnemer de bijlagen bij de studie in het Engels opgesteld.

Appendix I Photo documentation

A. Allocation of injuries to returnees

Collisions with ship propellers

Collisions with ship propellers lead to deep cuts, amputations of body parts (often caudal fins) and total severing. According to SCHNEIDER & SEUFERT (2022a), the most common external injuries in dead fish found in the Rhine are so-called "throat cuts". Throat cuts are summarised as more or less "clean" cuts on the side of the head area. They are often accompanied by a shattering of the gill cover bone. The cuts are sometimes also located behind the gill cover, with the body being torn open as far as the abdominal region. What this type of injury has in common is that the injury only occurs on one side of the fish's body and - analogous to the position of the propeller blades - often runs at an angle to the body axis of the fish (Fig. A1-A9). According to the reported findings, primarily larger and strong-swimming individuals or species (barbel, zander, sturgeon, sea trout, Atlantic salmon) are affected. It is likely that large fish swim along a ship hull in an evasive movement, are caught by the suction of the hull and are ultimately caught in the gyrating suction of a propeller (rotational speed ≈ 500 rpm or ≈ 8 rpm). Due to the rotation of the water and the sideways orientation of the propeller tips, the propeller contact in this type of accident is likely to be at the front, sideways and at a slight angle, usually from top front to bottom rear. Due to the high speed of the propellers, contact with the propeller probably occurs at the wing tips. Severing in other areas of the body or complete severing in the body area (see Fig. A3) was observed less frequently on the Rhine, possibly for this reason.



Fig. A1: Salmon with fresh throat cut from gill cover to throat, caught alive on 17 November 2012 in the Saynbach stream (photo: J. SCHNEIDER)



Fig. A2: left: Salmon male, found dead with throat cut; from Oppenheim harbour in September 2009 (photo: HERZOG, reported to SGD Süd Neustadt/Weinstraße); right: salmon male 103 cm with torn throat (photo: OSWALD). In both cases, a propeller collision is the only probable cause of the damage.



Fig. A3: Salmon, approx. 70 cm TL; found dead with total severing of the hull; from the Dutch Delta Rhine in 2009. The location in the Dutch main stream away from large hydropower plants suggests a ship propeller collision as the cause (Photo: Sportvisserij Nederland).



Fig. A4: Large salmonid (presumably sea trout), approx. 80 cm, found dead in the Rhine at St. Sebastian near Koblenz during the low water phase in August 2018. A lateral throat cut is conspicuous (photo: JENS BREER).



Fig. A5: Salmon, female, approx. 80 cm, found dead 1 km *upstream of* weir or hydropower turbine near Lith in the Meuse in May 2018. A lateral throat cut is also conspicuous here. The location above the hydropower plant also suggests a ship propeller collision as the cause (photo: Sportvisserij Nederland).



Fig. A6: Salmon, female 78 cm, found dead near the mouth of river Selz near Ingelheim, 18.8.2022. In addition to the cut on the abdominal cavity, an injury behind the skull is also visible (photos and report: STEPHEN SCHUBERT).



Fig. A7: left: Barbel, 56 cm TL, right: pike 38 cm TL, both from the rake from Hydropower plant Kostheim am Main 2011 (photos: J. SCHNEIDER)

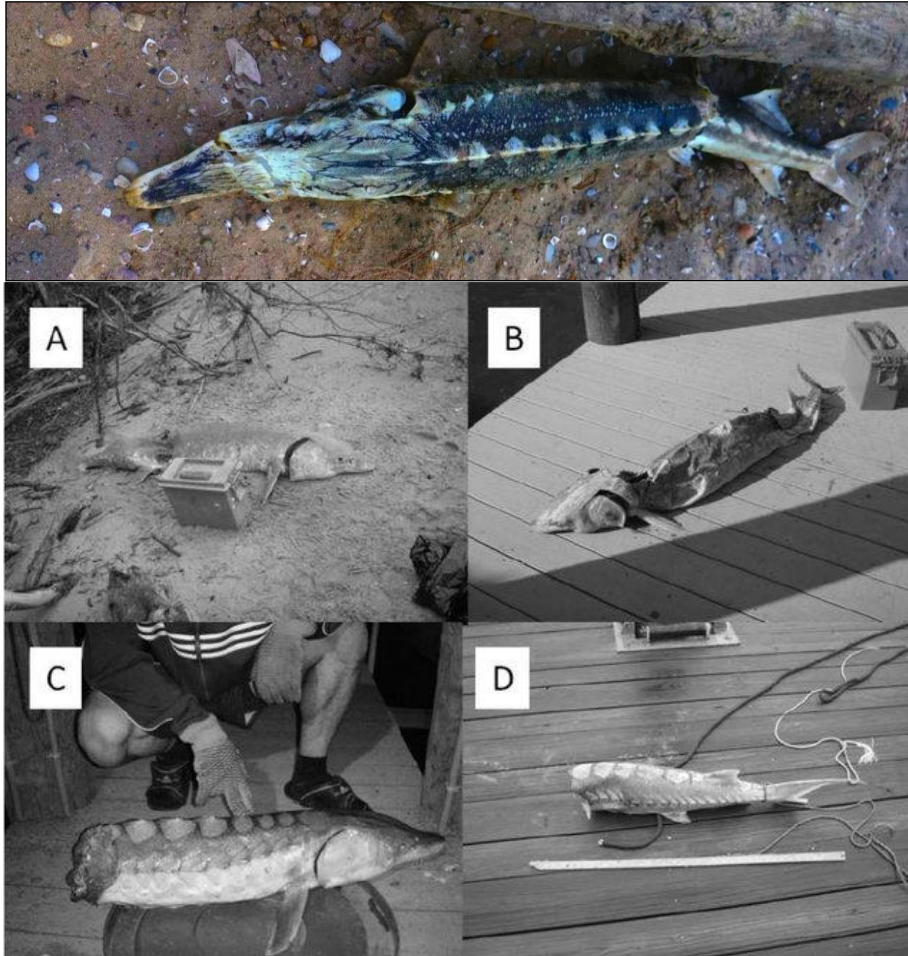


Fig. A8: Top: Stellate sturgeon, 120 cm, found dead in the Rhine near Oestrich-Winkel during the low water phase in July 2018. Two partial severings are conspicuous, in the nose area and on the tail at the level of the anal fin (photo: Anonymus). Below: Injuries caused by ship propellers on sturgeons in the James River, U.S.A. (from BALAZIK, 2012).



Fig. A9: Damaged eels from the Lower Rhine, found below Duisburg in summer 2018 (Report and photos: BERND MOCKENHAUPT)

Bite injuries caused by catfish

Fig. A10 shows exemplary bite marks on a salmon male (93 cm total length) that was caught by electrofishing in the Lahn during the spawning season (2016); Fig. A11 shows two salmon that were photographed in Iffezheim. Based on the size and shape of the crescent-shaped bite marks, these salmon (and many others not shown here) were attacked from below by large catfish. Further evidence was provided by VAKI recordings at the control station on the Moselle (Koblenz) (MOCKENHAUPT, personal communication).



Fig. A10: Traces of catfish bites on salmon: male, 93 cm (Lahn, 2016) (photo: IG-LAHN)



Fig. A11: Traces of catfish bites, Iffezheim fish pass: top: Salmon male approx. 80 cm with two bite marks (30.5.2021); bottom: Salmon, male approx. 90 cm (23.4.2023) (photos: ST. THEOBALD).

Injuries caused by harbour seals and grey seals

Injuries caused by harbour seals and grey seals are usually very characteristic due to claw marks (often in the immediate vicinity of sometimes deep, blurred flesh wounds) (Fig. A12).



Fig. A12: Gey seal or harbour seal bite and claw marks on salmon: male, 64 cm, 8 October 2008 from the Sieg (left), salmon female with (confirmed) seal bite; from Agger (Sieg system) 2003 (right) (Photos: ARMIN NEMITZ)

Fishing (net and trap catches, handling)

Gillnet injuries can be recognised as linear wounds ranging in severity from thin, dark lines to large open wounds. Such injuries are usually located around the snout, on the dorsal side behind the head and extend from the anterior tip of the dorsal fin to the base of the pelvic fins (BASS *et al.*, 2018). A sea trout was recovered from a gill net off the Haringvliet in year 2023. The injury pattern is shown in Fig. A13, top left; among other things, the torn dorsal fin is striking. Furthermore, torn caudal fins (top right) and crossed line patterns (bottom) are typical characteristics of net catch injuries (K. WHELAN, AST, personal communication).



Fig. A13: Left: Sea trout with gill net injuries to skin and torn dorsal fin, recovered from gill net off the Haringvliet, 2023 (photo: M. MEIJER ZU SCHLOCHTERN); right: Salmon from Iffezheim (3 April 2023) with torn caudal fin, below: Salmon from Iffezheim (22.2.2023) with net-like injury pattern (photos: ST. THEOBALD).

Hydropower turbines (*Tailrace Mortality*)

As fish generally follow the main current and the water emerging from the turbine outlet has a strong guiding effect in terms of volume and speed, the possibility of swimming into suction hoses up to the turbine runner is in principle given for all strong-swimming species, provided the exit speed is lower than the individual sprint speed of the fish and the hydraulic conditions allow them to swim into the suction pipe. For salmonids that are strong swimmers and orientate themselves towards strong currents, such as sea trout (Fig. A15) and salmon (Fig. A14), there is a particularly high risk of being damaged in these areas because these species can reach the impeller blade while sprinting. Under laboratory conditions, adult salmon reach a maximum speed of 4.13 m/s or 8.35 TL/s at lengths (TL) of 48.3-54.8 cm (COLAVECCHIA *et al.* 1998). At body lengths of 75 to 85 cm, this corresponds to a swimming speed of 4.3 to 6.0 m/s (5.8 to 8.4 TL/s). The correspondingly reduced swimming speed over ground in strong outgoing currents often leads to injuries in the front head area in the event of contact with turbine blades (Fig. A14 & A15).



Fig. A14: Salmon from river Meuse below hydropower plants with characteristic injuries in the snout area (photos: SPORTVISSERIJ NEDERLAND; Y. NEUS)

Fish can also suffer injuries through contact with the walls of the draft tube or in shear flow in the draft tube (FERC, 1995). Consequently, a presumably very high risk of injury also exists for other species (including allis shad) at low heads and low discharge velocities (e.g. horizontal turbines, VLH turbines).



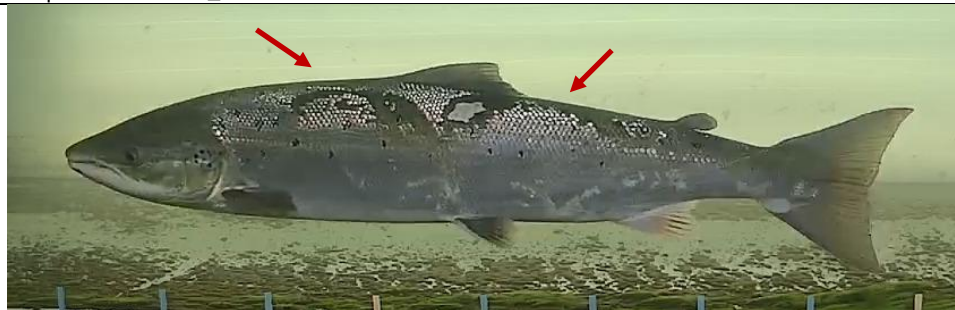
Fig. A15: Sea trout from the river Main, recovered from the rake cleaner at the Kostheim hydropower turbine shortly before it died (the injury may have occurred at the Eddersheim hydropower turbine, which is located next upstream) (photo: J. SCHNEIDER).

Catfish as ship propeller victims

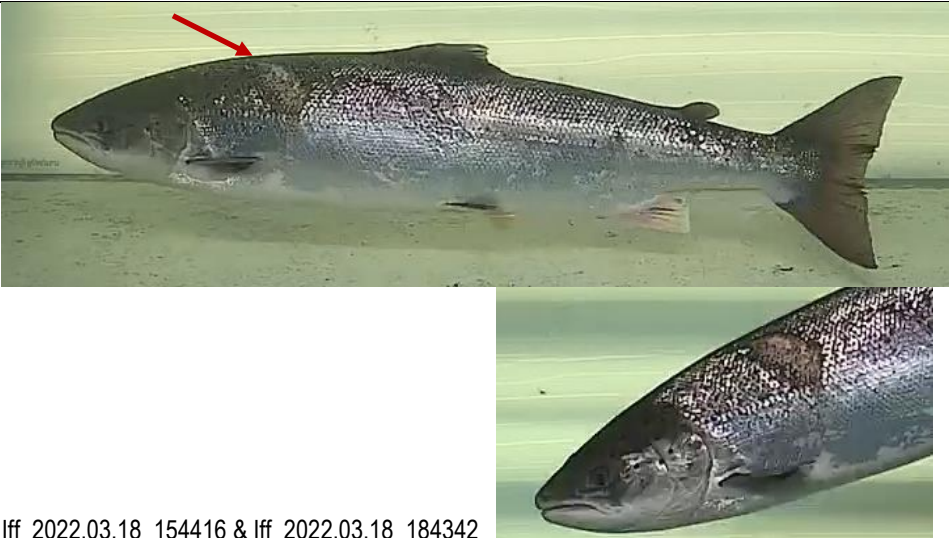


Fig. A16: Catfish after collisions with propellers: top: Live catch from the headwater (backwater area) of the Kostheim hydropower plant (Main), January 2024 (photos: BFS); bottom: find from the Rhine near Oestrich in 2019 (photo: ANONYMUS)

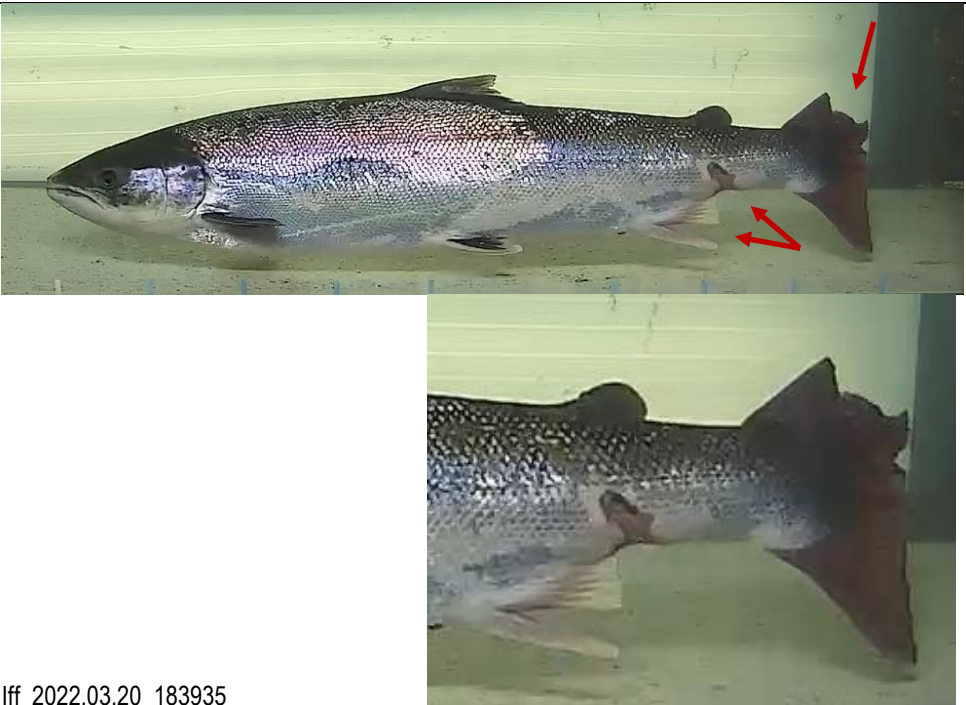
B. Condition of fish in fish passes Iffezheim and Gambsheim based on photos by STEFAN THEOBALD (@ST) and ASSOCIATION SAUMON RHIN (@ASR)Video source Iffezheim: WFBW (Wanderfische Baden-Württemberg), online: <https://wfbw.de/infothek/webcam-iffezheim>

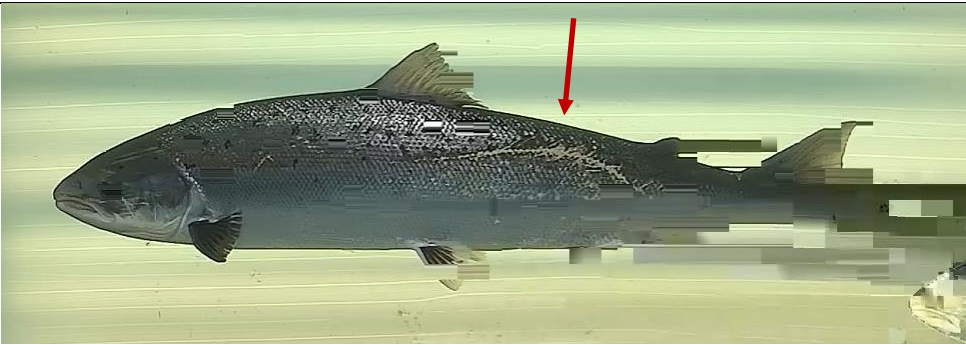
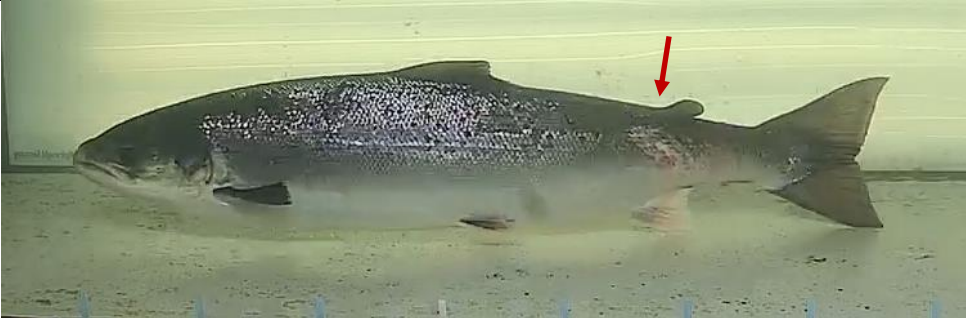
2021							
Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	© Document photos
Iff.	2021	10.05.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 70 cm Minor abrasions/scale loss above anal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: rather yes	S T  SnapShot-20210510_122252
Iff.	2021	30.05.		Salmon	1	Salmon ♂ approx. 80 cm Two large, crescent-shaped abrasions at the top (arrows) Skull: intact Fins: intact <u>Cause: 2 (!) catfish bites</u> <u>(Catfish approx. 160 - 180 cm)</u> Survival to spawning: unlikely	S T  SnapShot-20210530_184801 & SnapShot-20210530_185628

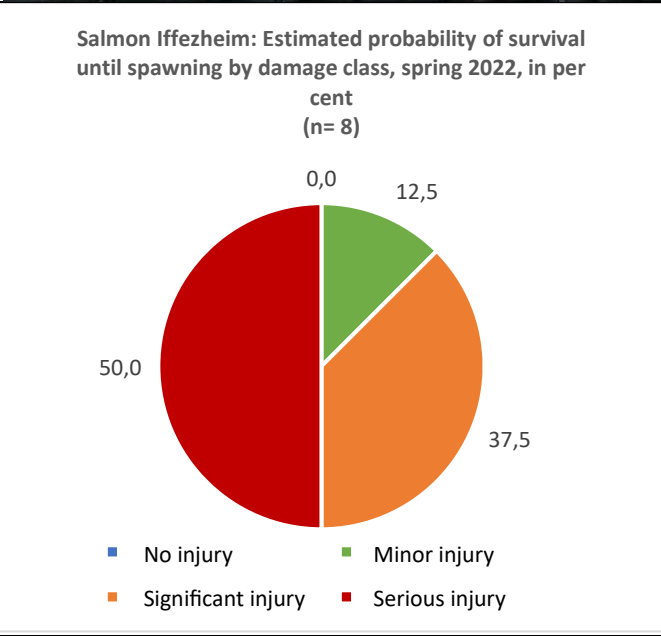
2022

Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	©	Document photos
Iff.	2022	12.03.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 80 cm Large, deep abrasions/loss of scales between head and dorsal fin (in the thickest part of the body); tail peduncle is mouldy; Skull: snout injured, otherwise intact Fins: intact <u>Cause: Mesh? Collision with rough surface?</u> Survival to spawning: excluded	S T	 Iff_2022.03.12_112455-id1
Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	Salmon ♂? approx. 70 cm Abrasions/scale loss behind pectoral fin - onset of fungal infection (arrow) Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: excluded	S T	 Iff_2022.03.18_154416 & Iff_2022.03.18_184342

Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Abrasions/scale loss in the rear body area, also tail peduncle (arrow) Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Handling?</u> Survival to spawning: unlikely	ST	 Iff_2022.03.18_184150
Iff.	2022	18.03.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Claw-shaped abrasions above the ventral fin; injury to the upper-rear body area with the onset of fungal infection (arrow). Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Harbour seal/ grey seal and possibly other factors</u> Survival to spawning: unlikely	ST	  Iff_2022.03.18_212516

Iff.	2022	20.03.		Salmon	1	Salmon ♂? approx. 90 cm Extensive abrasions/loss of scales, especially in the rear body area, where there is a cut-like injury below the adipose fin with the onset of fungal growth (arrow) Skull: intact Fins: Anal fin deeply torn, upper part of caudal fin torn off (arrows); other fins intact. <u>Cause: Ship propeller (tail area)? Other unknown factors.</u> Survival to spawning: excluded	ST	 Iff_2022.03.20_183935
Iff.	2022	20.03.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 75 cm Extensive abrasions/scale loss in the rear body area, Skull: Minor injury to tip of snout Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: unlikely	ST	 Iff_2022.03.20_184523

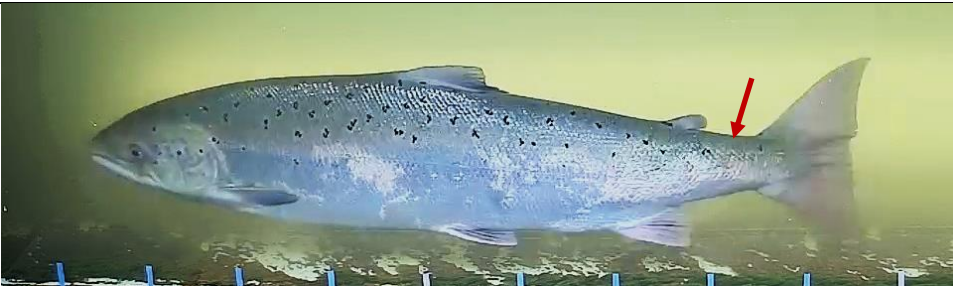
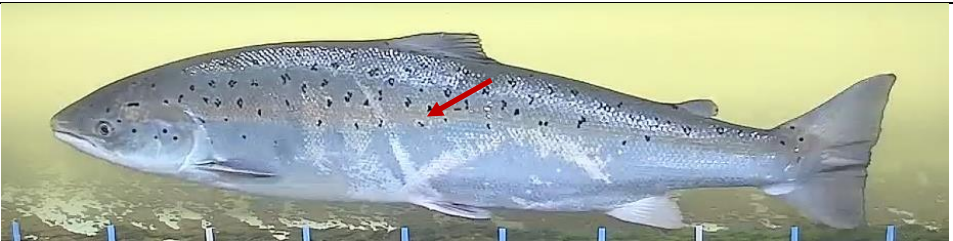
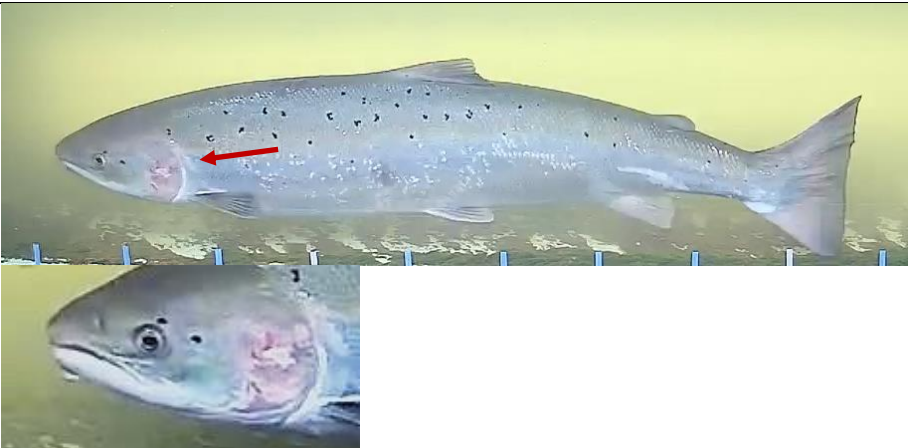
Iff.	2022	20.03.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 80 cm Linear, narrow, slightly curved abrasion in the rear body area, Skull: intact Fins: intact (anal and caudal fin not recognisable) <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: rather yes	ST	 Iff_2022.03.20_190712 & Iff_2022.03.20_190717
Iff.	2022	20.03.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 70 cm Extensive abrasions/scale loss in the rear body area, injury with onset of fungal infection/inflammation below the adipose fin (arrow) Skull: Injury to tip of snout Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: excluded	ST	  Iff_2022.03.22_231157

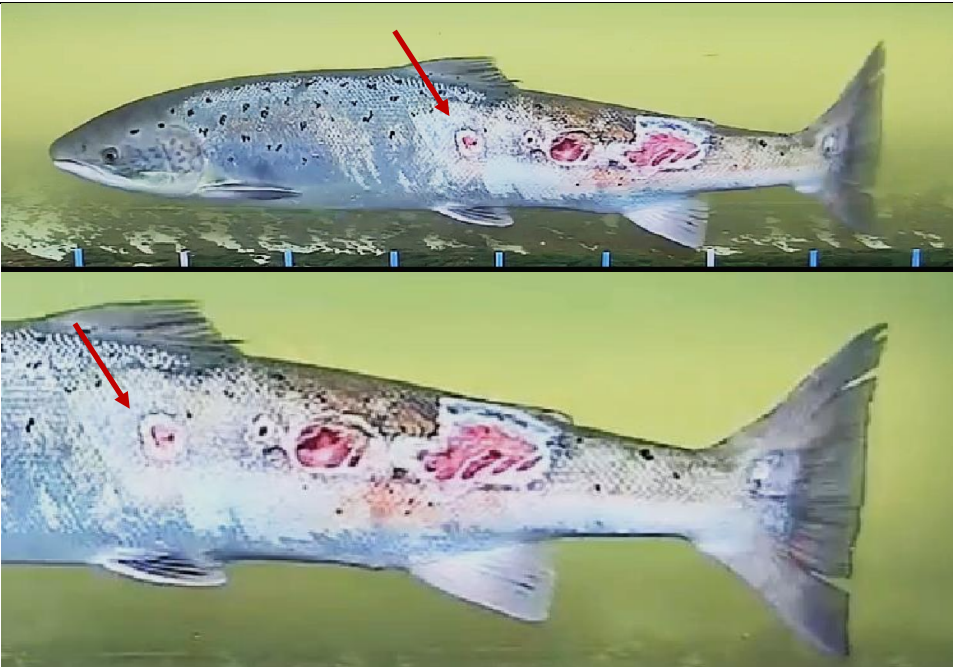
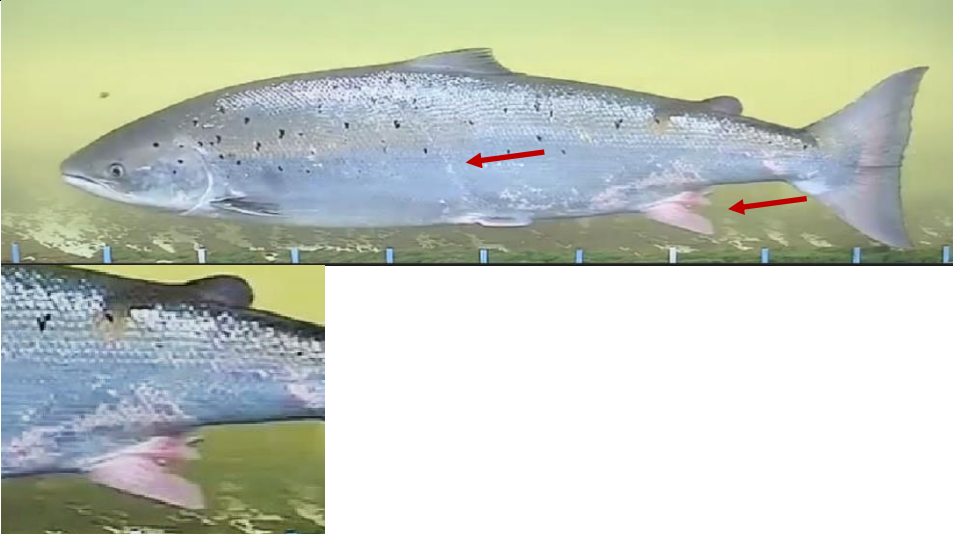
Gam	2022	25.11.		Salmon	1	Salmon ♀ 95 cm Two large, crescent-shaped abrasions at the top (arrows) Skull: intact Fins: intact <u>Cause: 2 (!) catfish bites</u> <u>(Catfish approx. 160-200 cm)</u> Survival to spawning: rather yes	S T																													
						Result evaluation Iffezheim Spring 2022: Salmon <table><tr><th></th><th>n</th><th>2022</th><th>Prozent</th></tr><tr><td>No injury</td><td></td><td>0</td><td>0,0</td></tr><tr><td>Minor injury</td><td></td><td>1</td><td>12,5</td></tr><tr><td>Significant injury</td><td></td><td>3</td><td>37,5</td></tr><tr><td>Serious injury</td><td></td><td>4</td><td>50,0</td></tr><tr><td>Σ</td><td></td><td>8</td><td></td></tr></table> Uninjured 0 of 8 Expected loss due to damage: 87.5 %		n	2022	Prozent	No injury		0	0,0	Minor injury		1	12,5	Significant injury		3	37,5	Serious injury		4	50,0	Σ		8			Salmon Iffezheim: Estimated probability of survival until spawning by damage class, spring 2022, in per cent (n= 8)  <table><tr><td>■ No injury</td><td>■ Minor injury</td></tr><tr><td>■ Significant injury</td><td>■ Serious injury</td></tr></table>	■ No injury	■ Minor injury	■ Significant injury	■ Serious injury
	n	2022	Prozent																																	
No injury		0	0,0																																	
Minor injury		1	12,5																																	
Significant injury		3	37,5																																	
Serious injury		4	50,0																																	
Σ		8																																		
■ No injury	■ Minor injury																																			
■ Significant injury	■ Serious injury																																			

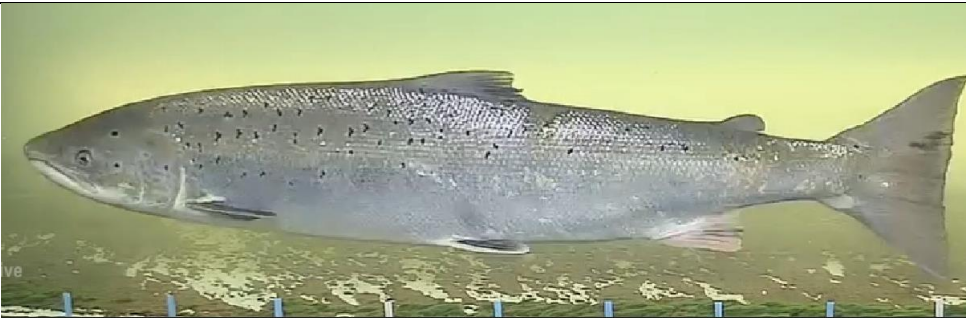
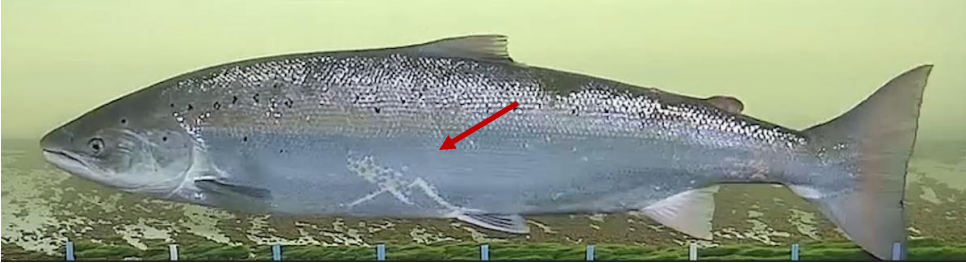
2023

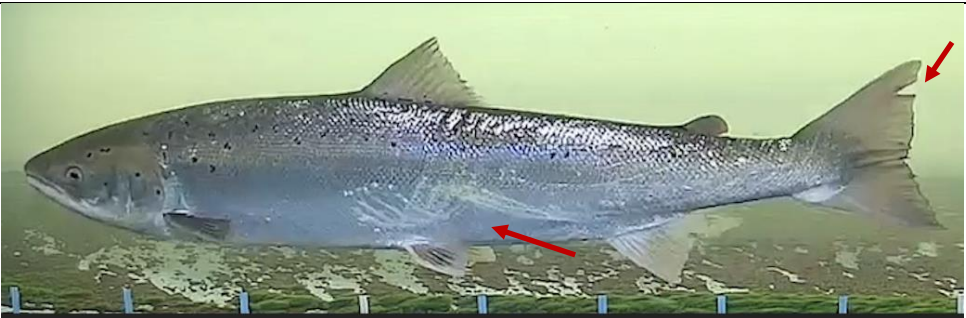
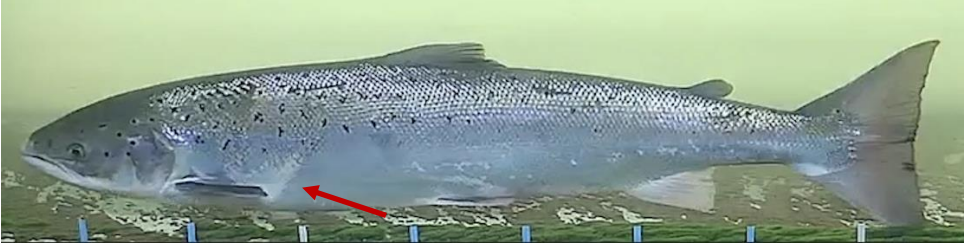
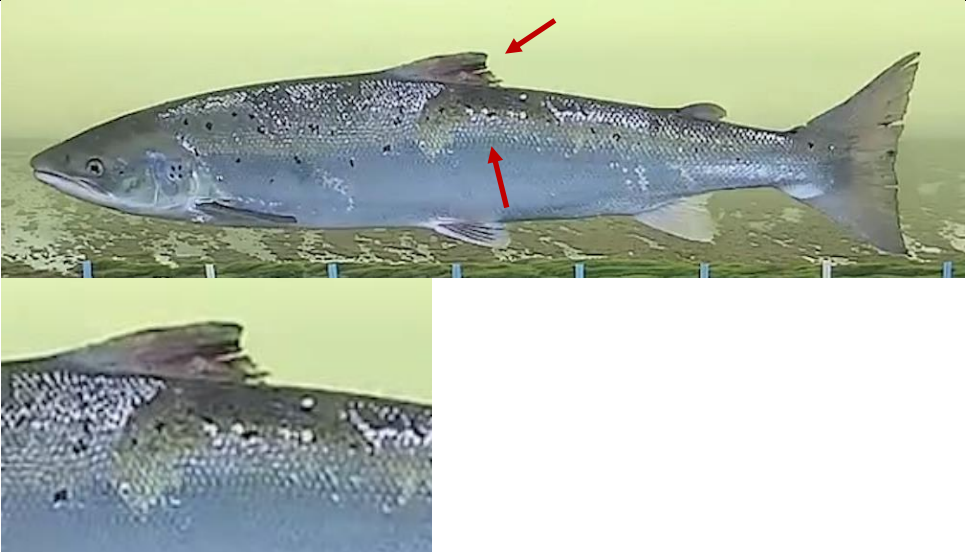
Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	©	Document photos
Iff.	2023	22.02.	catch	Salmon 6041	1	Salmon ♀ ? cm Crossed fresh cuts all over the body; extensive abrasions/loss of scales; Deep inflamed wound above lateral line / behind dorsal fin (arrow) Skull: intact? Fins: haemorrhages <u>Cause: Net (recent);</u> <u>Bite mark sea lamprey (arrow)?</u> Survival to spawning: excluded	ST	

Iff.	2023	22.02.	catch	Salmon 6043	1	Salmon ♀ ? cm Localised abrasion/scale loss Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown (reuse?)</u> Survival to spawning: rather yes	S T		
Iff.	2023	13.03.	catch	Salmon 6039	1	Salmon sex? cm ? Crescent-shaped abrasion and further loss of scales Skull: ? Fins: ? <u>Cause: Catfish</u> Survival to spawning: unlikely	S T		

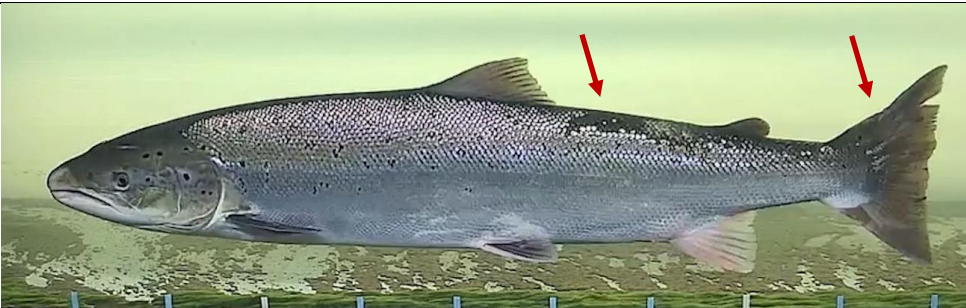
Iff.	2023	15.03. - 17.03- 18.03. 18.03- 19.03.	11:00 - 11:30 23:32 - 07:38 19:52 - 04:51	Salmon ID 1	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Severe abrasion/scale loss behind pectoral fin to tail peduncle. Significant loss of scales on the caudal peduncle ("grip marks"?) Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown (handling?)</u> Survival to spawning: unlikely	S T	
Iff.	2023	15.03.	19:12	Salmon ID 2	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Strip-shaped, overlapping abrasions. Skull: tip of the snout injured Fins: intact <u>Cause: Net</u> Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2023	16.03.	17:46	Salmon ID 3	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Abrasions/loss of scales behind pectoral fin to tail peduncle. Skull: left gill cover necrotic/inflamed Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: unlikely	S T	

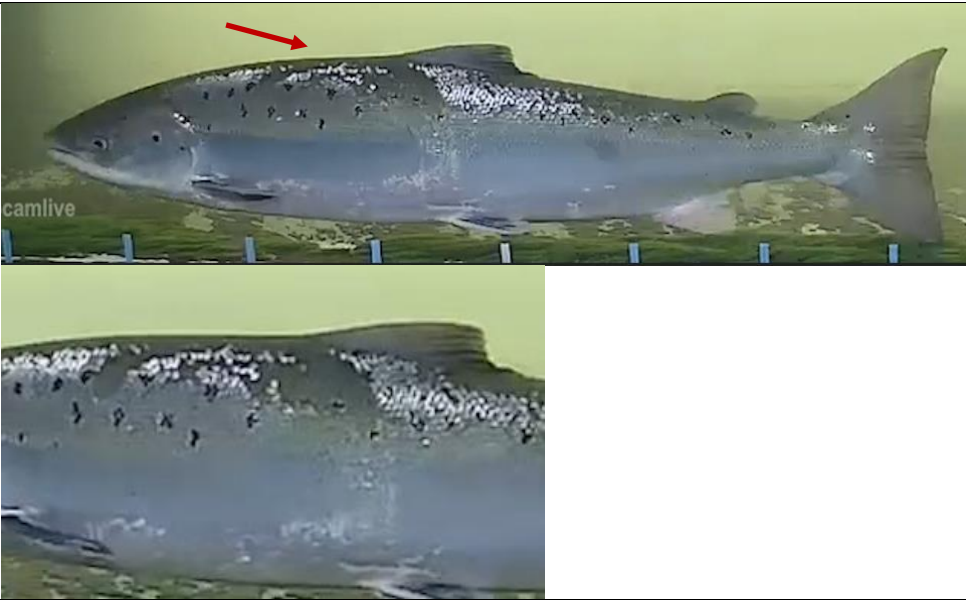
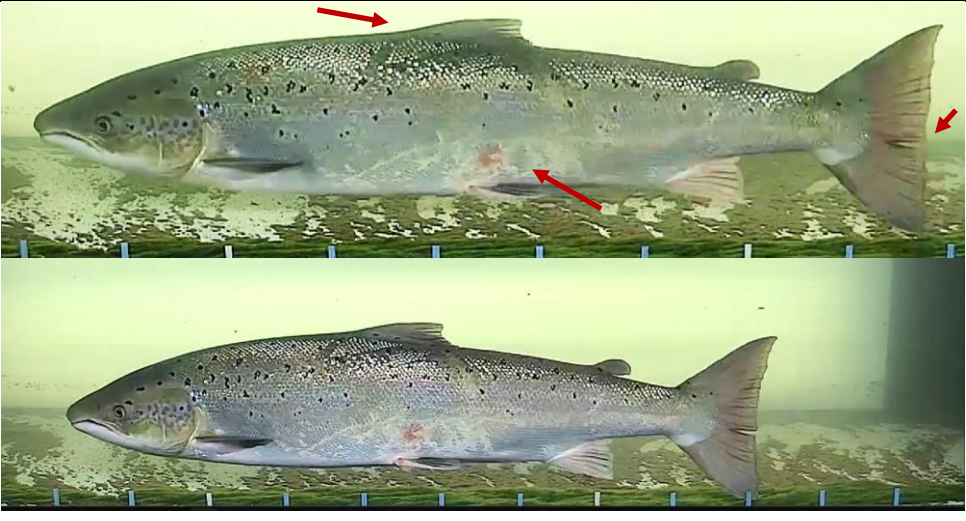
Iff.	2023	17.03.	17:43 – 20:31	Salmon ID 4	1	Salmon ♀ approx. 80 cm Abrasions/loss of scales between pectoral fin and dorsal fin (claw marks?). 3 injuries, 2 of them severe and deep in the rear third of the body. Skull: intact Fins: caudal fin torn in 2 places, others intact <u>Cause: unknown; possibly harbour seal/ grey seal?</u> <u>Bite mark sea lamprey (arrow)?</u> Survival to spawning: excluded	S T	
Iff.	2023	19.03.	16:58 – 18:04	Salmon ID 5	1	Salmon ♀ approx. 90 cm Abrasions/loss of scales behind pectoral fin to tail peduncle. Skull: intact Fins: Anal fin torn and inflamed (arrow), constriction in front of ventral fin with linear trace up to dorsal fin (arrow), other fins intact <u>Cause: Net (?)</u> Survival to spawning: unlikely	S T	

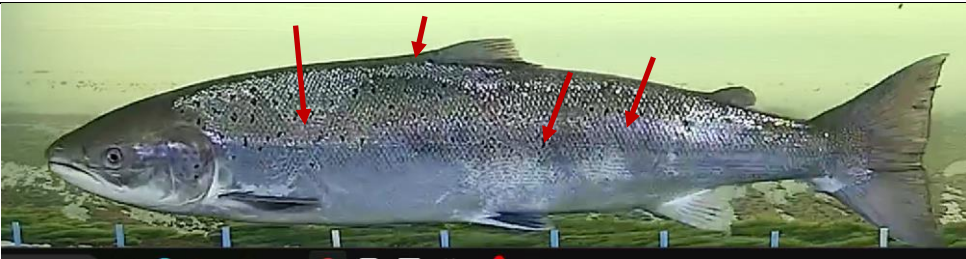
Iff.	2023	20.03.	12:41 - 17:00	Salmon ID 6	1	Salmon ♂ approx. 82 cm Abrasions/loss of scales behind pectoral fin to tail peduncle. Skull: tip of snout slightly injured, otherwise intact Fins: intact <u>Cause: unknown (older)</u> Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2023	23.03.	16:07 - 16:44	Salmon ID 7	0	Salmon ♀ approx. 88 cm Slight abrasions/scale loss Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown (older?)</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2023	26.03.	11:05 - 12:08	Salmon ID 8	1	Salmon ♀ approx. 80cm Strip-shaped, parallel abrasions (older?). Passage: 6 attempts Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Net</u> Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2023	26.03.	13:55	Salmon ID 9	1	Salmon ♀ approx. 80 cm Slight abrasions/scale loss Skull: intact Fins: Notch above tail peduncle (older; arrow), others intact <u>Cause: unknown (older?)</u> Survival to spawning: yes	S T	

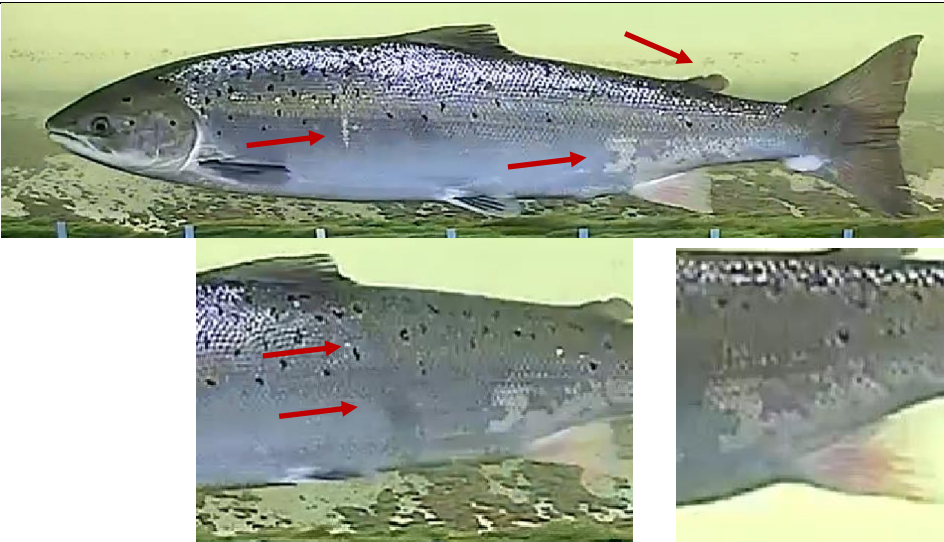
Iff.	2023	26.03.	18:14	Salmon ID 10	1	Salmon ♀ approx. 78 cm Claw-shaped, parallel = non-overlapping abrasions. Skull: intact Fins: caudal fin torn at the top, others intact <u>Cause: Harbour seal/ grey seal</u> Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2023	27.03.	16:22 - 16:56	Salmon ID 11	1	Salmon ♀ approx. 80 cm Abrasions/loss of scales in the abdominal area. Passage: 5 attempts Skull: Snout injured, otherwise intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2023	28.03. 30.03.	17:09 - 18:18 19:03 - 19:08	Salmon ID 12	1	Salmon ♂? approx. 72 cm Crescent-shaped abrasion and extensive loss of scales. Passage: 11 attempts Skull: intact Fins: Dorsal fin clearly necrotic/inflamed, caudal fin torn at the top, others intact <u>Cause: Catfish bite (and possibly other unknown factors)</u> Survival to spawning: unlikely	S T	

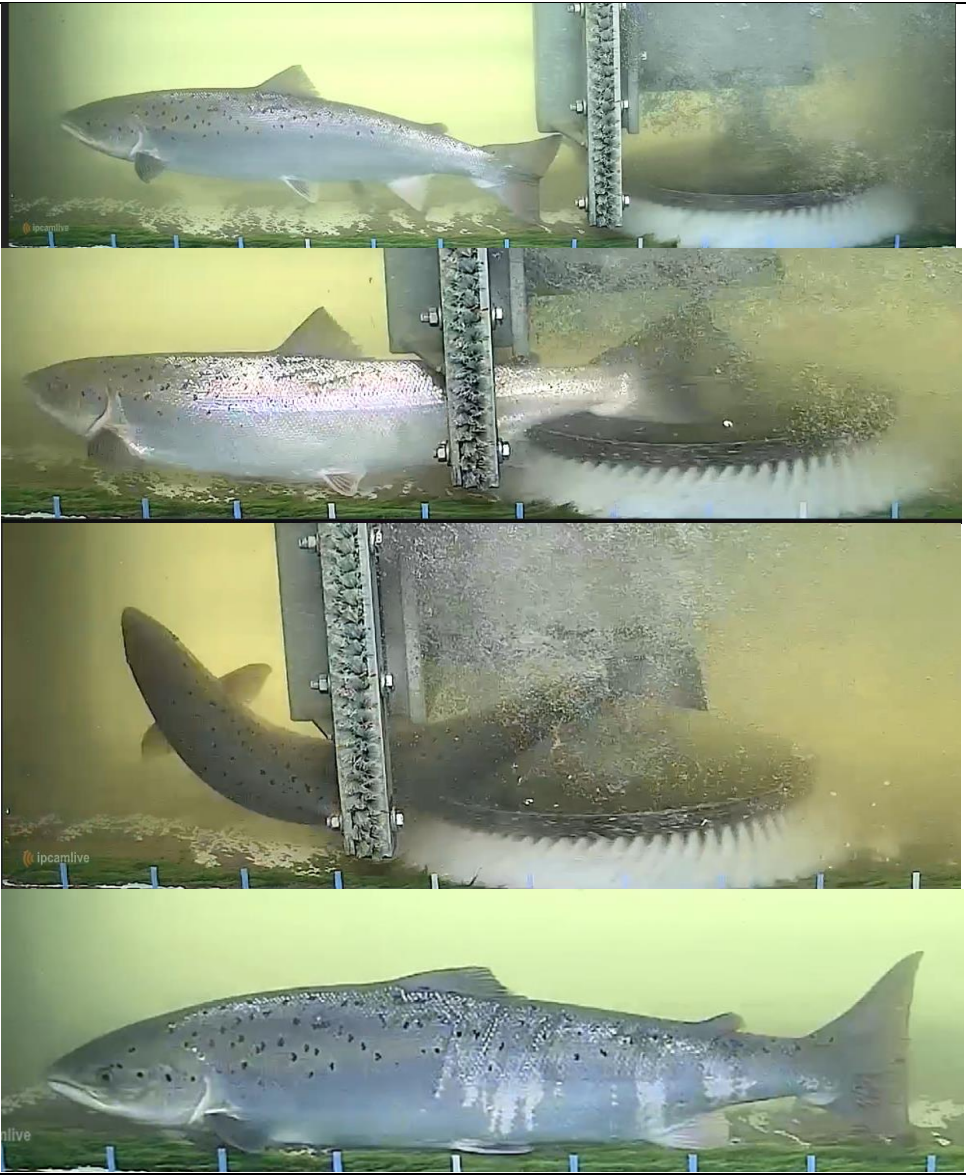
Iff.	2023	30.3.	19:53 - 20:48	Salmon ID 13	1	Salmon ♀ approx. 82 cm Abrasions/scale loss in the posterior abdominal area with signs of infection (arrow). Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: unlikely	ST	 
Iff.	2023	03.04. 03.05.	20:14 - 23:04 13:50	Salmon ID 14	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Large abrasions/scale losses between pectoral fin and dorsal fin (collision marks?). Skull: tip of the snout injured Fins: caudal fin torn down to the peduncle, others intact <u>Cause: Net (and handling?)</u> Survival to spawning: excluded	ST	  

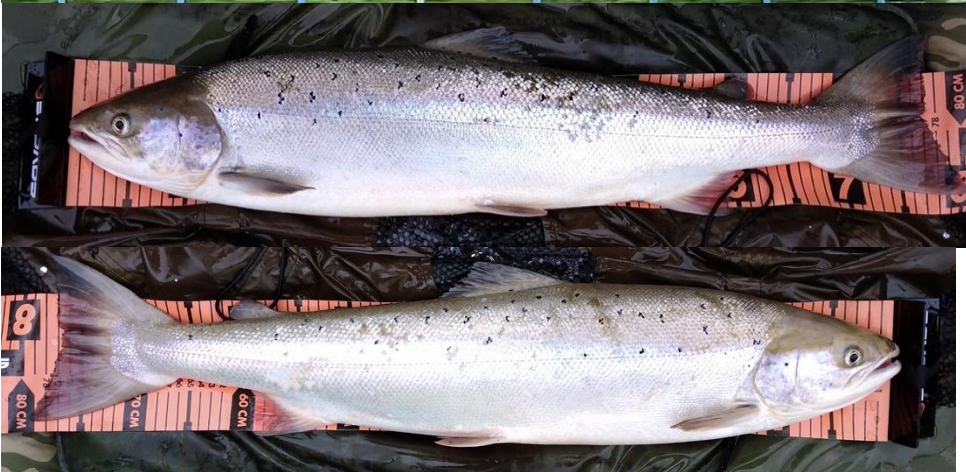
Iff.	2023	16.04 0.	13:40 - 13:55	Salmon ID 15	1	Salmon ♂ approx. 92 cm Abrasions/loss of scales at the top between the dorsal fin and the adipose fin. Skull: tip of snout injured (older) Fins: caudal fin deformed and slightly torn at the top, others intact <u>Cause: unknown (net, older?)</u> Survival to spawning: rather yes	ST	 
Iff.	2023	17.04.	13:24 - 13:38	Salmon ID 16	1	Salmon ♀ approx. 88 cm Constriction/crushing of the trunk between ventral fin and anal fin, keel side inflamed? Skull: intact Fins: intact <u>Cause: net</u> Survival to spawning: unlikely	ST	 

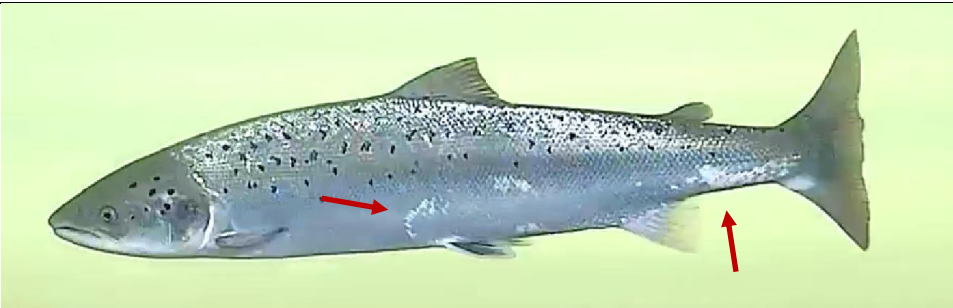
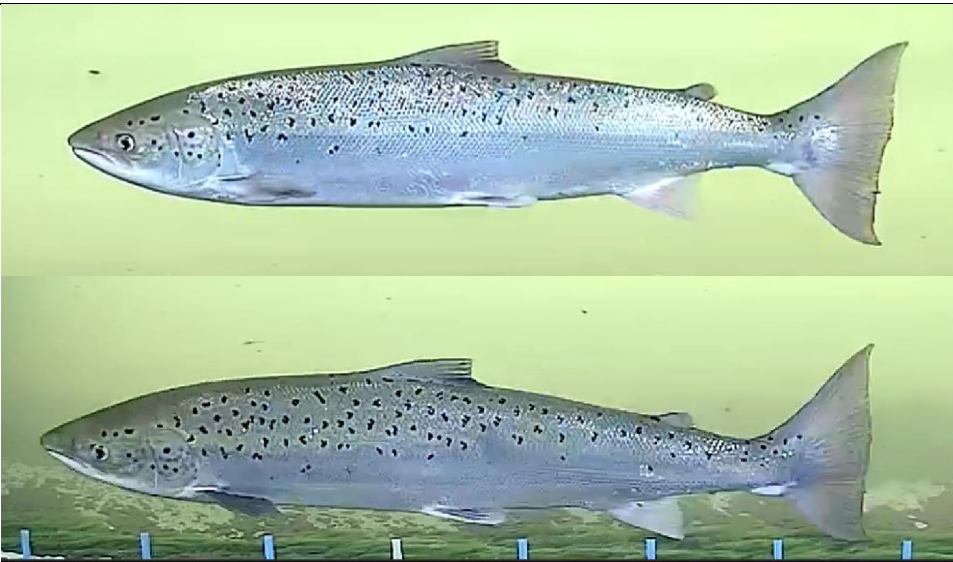
Iff.	2023	18.04.	15:49 - 16:42	Salmon ID 17	1	Salmon ♀ approx. 70 cm Large, crescent-shaped abrasion between head and dorsal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Catfish bite</u> (Catfish size approx. 160 - 180 cm) Survival to spawning: unlikely	ST	
Iff.	2023	23.04. 25.04.	10:21 - 11:10 09:31	Salmon ID 18	1	Salmon ♂ approx. 90 cm Crescent-shaped scale losses below the dorsal fin Narrow abrasions on the abdomen, round, inflamed area in the centre Skull: intact Fins: Torn caudal fin, others intact <u>Cause: Catfish bite (and possibly other factors) (catfish size approx. 180 - 200 cm)</u> <u>Bite mark sea lamprey (lower arrow)?</u> Survival to spawning: excluded	ST	

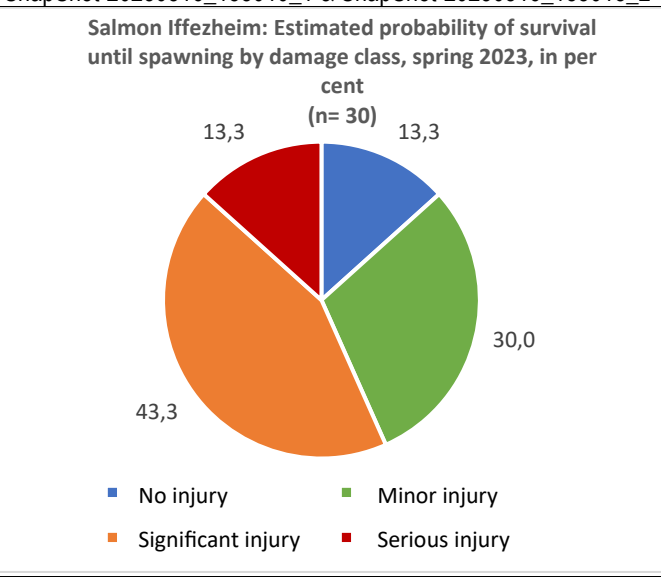
Iff.	2023	24.04.	19:59 - 20:45	Salmon ID 19	1	Salmon ♀ approx. 80 cm Large scale losses below the dorsal fin, crescent-shaped mark at the top Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Catfish bite and net</u> (Catfish size approx. 150 -160 cm) Survival to spawning: unlikely	S T	
Iff.	2023	25.04.	ca. 19:00 (not on Video)	Salmon ID 20 La 6024	1	Salmon ♀ 76 cm, 4.28 kg Low scale loss Right side of the body: Scar below dorsal fin (arrow) Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Net (older)?</u> Survival to spawning: rather yes	S T	

lff.	2023	27.04.	02:27-03:58	Salmon	1	Salmon ♀ 71 cm, 3.9 kg Significant loss of scales above anal fin, partly inflamed; vertical, narrow, deep injury between pectoral and pelvic fin (see following page) Small notch in the adipose fin Double arrows: "pressure mark" behind dorsal fin (older?) Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown (net?)</u> No video stream from 27.04. 04:00 - 28.04 ca. 16:45 Survival to spawning: unlikely	S T S T	 
------	------	--------	-------------	--------	---	--	-------------------------------	--

Iff.	2023	05.05	18:34 -	Salmon ID 22	0	Intact salmon ♀ approx. 75 cm TL Salmon <u>does not flee</u> from the cleaner coming up from behind. [The cleaner starts automatically every 5 hours; S. THEOBALD, personal communication]. Salmon is caught by the cleaner... Consequence: severe abrasions on the back of the body Cause: <u>cleaner system (!)</u> After 47 minutes, the salmon is still in the fish pass	S T	
			19:21		1	Survival to spawning: unlikely		

Iff.	2023	07.05.	10:4 7- 11:0 0	Salmon ID 23	0	Salmon ♂ approx. 90 cm No abnormalities Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2023	07.05.	14:1 6- 14:3 0	Salmon ID 24	1	Salmon ♀ 80 cm, 4.2 kg Minor scale loss/abrasions, especially above the anal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: rather yes	S T	 

Iff.	2023	08.05.	12:3 4- 12:5 5	Salmon ID 25	1	Salmon ♀ approx. 70 cm Loss of scales/abrasions, especially massive between anal fin and caudal fin, fungal infection starting here? Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: unlikely	S T	
Iff.	2023	09.05.	15:2 5- 18:1 7	Salmon ID 26	0	Salmon ♂ (?) approx. 70 cm No abnormalities Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes	S T	

Iff.	2023	16.05.		Salmon	1	Salmon ♀ approx. 90 cm Injury on the lower caudal peduncle, skin completely missing on approx. 4 x 8 cm Wound probably fresh - no fungal infection visible yet Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: unlikely	ST	 SnapShot-20230516_185010_1 & SnapShot-20230516_185018_2																																
						Result evaluation Iffezheim Spring 2023: Salmon <table><tr><td></td><td>n</td><td>2023</td><td></td></tr><tr><td></td><td></td><td></td><td>Prozent</td></tr><tr><td>No injury</td><td>4</td><td></td><td>13,3</td></tr><tr><td>Minor injury</td><td>9</td><td></td><td>30,0</td></tr><tr><td>Significant injury</td><td>13</td><td></td><td>43,3</td></tr><tr><td>Serious injury</td><td>4</td><td></td><td>13,3</td></tr><tr><td>Σ</td><td></td><td>30</td><td></td></tr></table> Audited until 16 May 2023 Uninjured 3 of 30 (incl. damage caused by the cleaner) Expected loss due to damage: 56.7 %		n	2023					Prozent	No injury	4		13,3	Minor injury	9		30,0	Significant injury	13		43,3	Serious injury	4		13,3	Σ		30			Salmon Iffezheim: Estimated probability of survival until spawning by damage class, spring 2023, in per cent (n= 30)  <table><tr><td>■ No injury</td><td>■ Minor injury</td></tr><tr><td>■ Significant injury</td><td>■ Serious injury</td></tr></table>	■ No injury	■ Minor injury	■ Significant injury	■ Serious injury
	n	2023																																						
			Prozent																																					
No injury	4		13,3																																					
Minor injury	9		30,0																																					
Significant injury	13		43,3																																					
Serious injury	4		13,3																																					
Σ		30																																						
■ No injury	■ Minor injury																																							
■ Significant injury	■ Serious injury																																							

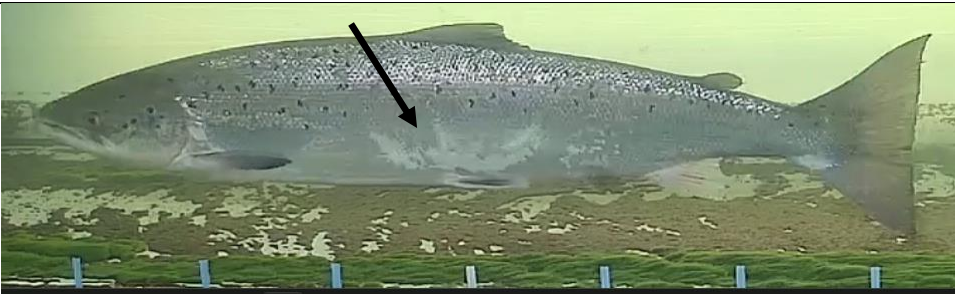
other migratory fish 2023							
Iff	2023	07.05.		Allis shad Alosa 1	1	Allis shad approx. 45 cm Extensive loss of scales posterior half of the body up to the open wound, fresh Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown (catfish?)</u> Survival to spawning: excluded	S T 
Iff	2023	09.05.		Allis shad Alosa 2	1	Allis shad approx. 45 cm Large scale loss in the centre of the body, fresh? Skull: ? Fins: intact; pectoral fin? <u>Cause: unknown (catfish?)</u> Survival to spawning: excluded	S T 
Iff	2023	15.05.		Allis shad Alosa 3	1	Allis shad approx. 45 cm Localised shedding in the centre of the body, fresh? Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: rather yes	S T 

2024

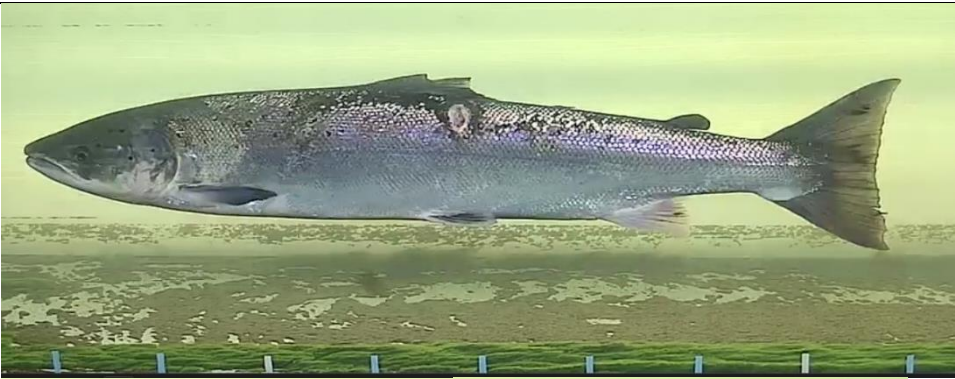
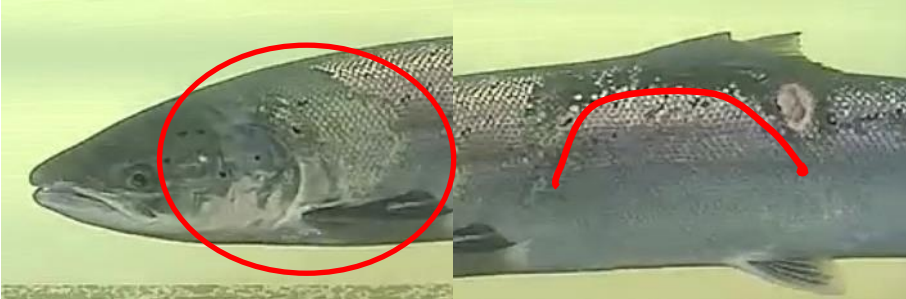
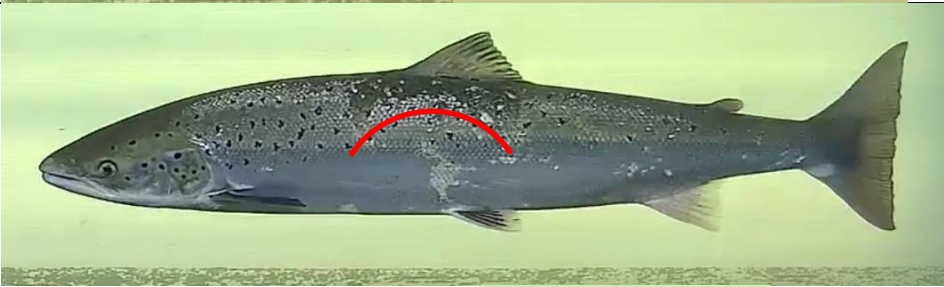
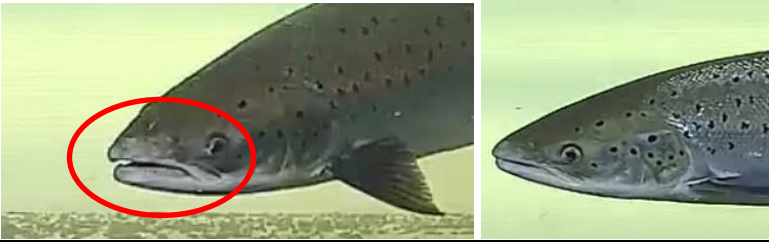
Loc	Year	Day	h	Species / ID	injured	Evaluation / Assessment	©	Document photos
Iff.	2024	12.02.	10:40	Salmon ID 01	1	Salmon ♀ 89 cm Extensive abrasions, open wound on the right flank Skull: slight abrasions on the snout and scratches on the head Fins: Dorsal fin injured <u>Cause:</u> Net? Survival until spawning: unlikely	ST	
Iff.	2024	12.02.	13:44	Salmon ID 02	0	Salmon ♀ approx. 75 cm Slight loss of scales Contact with the cleaner system, then no more ascents? Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival until spawning: rather yes, but no new passage?	ST	

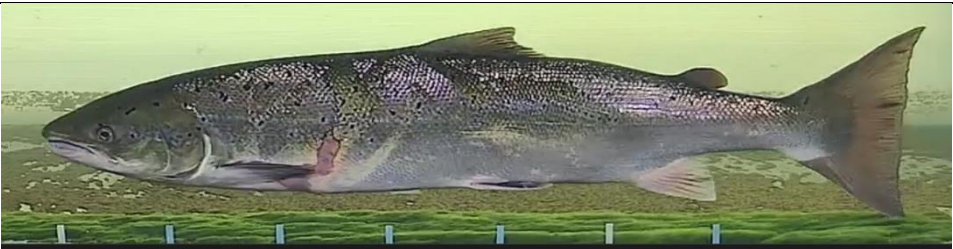
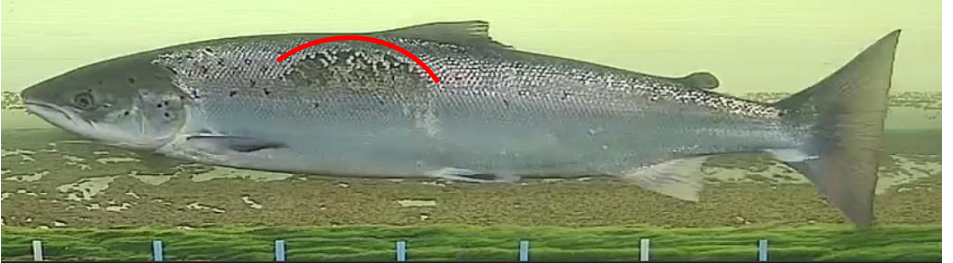
Iff.	2024	17.02.	16:00	Salmon ID 03	0	Salmon ♀ approx. 85 cm Slight loss of scales Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	20.02.	11:46	Salmon ID 04	0	Salmon ♀ 93 cm Slight loss of scales Skull: slight abrasion on the snout Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: rather yes	S T	 
Iff.	2024	08.03.	15:26	Salmon ID 05	1	Salmon ♀ approx. 80 cm Loss of scales in the area around the anal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: rather yes	S T	

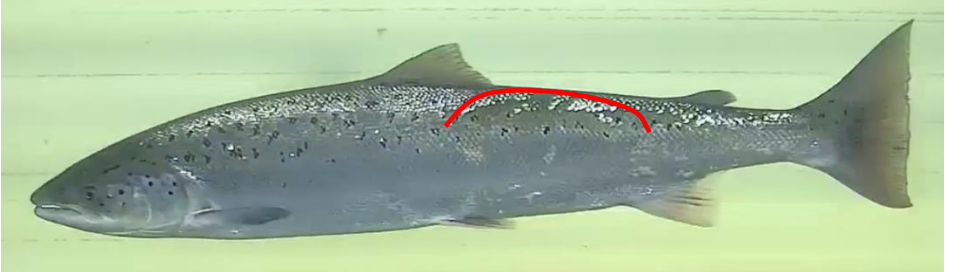
Iff.	2024	11.03.	9:14	Salmon ID 06	0	Salmon ♀ approx. 75 cm Skull: intact Fins: intact Cause: - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	23.03.	15:11	Salmon ID 07	0	Salmon ♂ approx. 75 cm slight abrasions on the abdomen Skull: intact Fins: intact Cause: ? Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	30.03.	14:42	Salmon ID 08	0	Salmon ♂? approx. 75 cm partial loss of scales on the flank Skull: intact Fins: intact Cause: ? Survival to spawning: yes	S T	

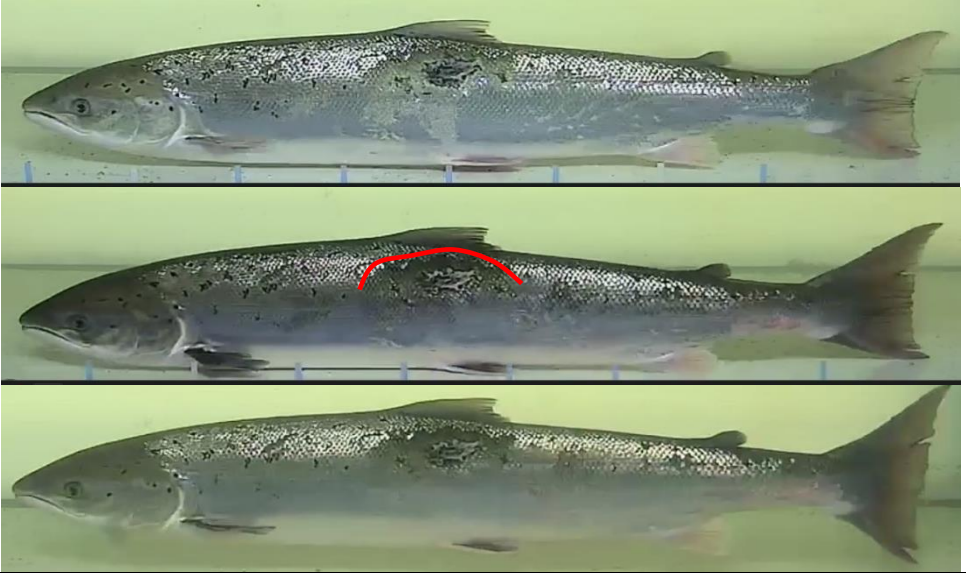
Iff.	2024	31.03.	15:46	Salmon ID 09	1	Salmon ♀? approx. 80 cm Abrasions on the belly in sickle shape, further loss of scales Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> Catfish Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2024	01.04.	18:11	Salmon ID 10	0	Salmon ♀ 93 cm (8.65 kg) Loss of scales behind the ventral fin Skull: slight abrasion Fins: intact <u>Cause:</u> ? Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2024	05.04.	13:50	Salmon ID 11	0	Salmon ♂ approx. 70 cm Scratches in the area of the ventral fin, abrasions on the caudal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> ? Survival to spawning: rather yes	S T	

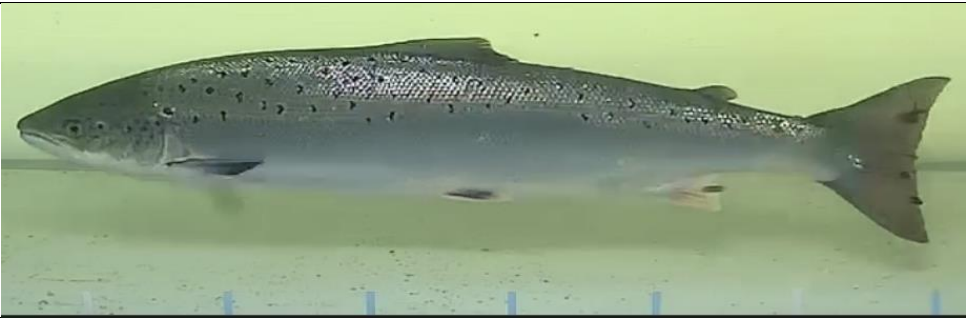
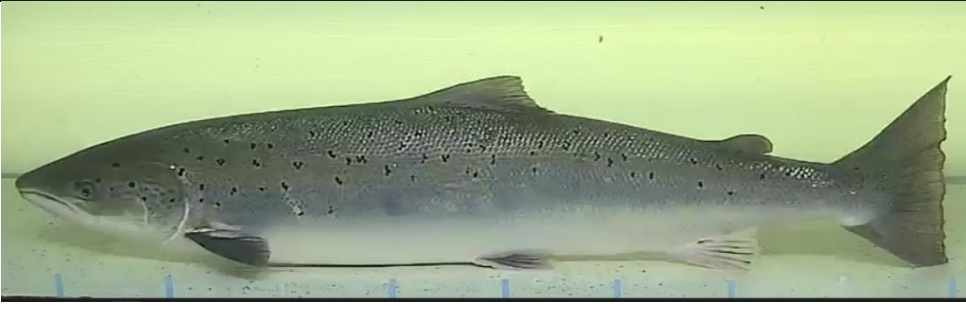
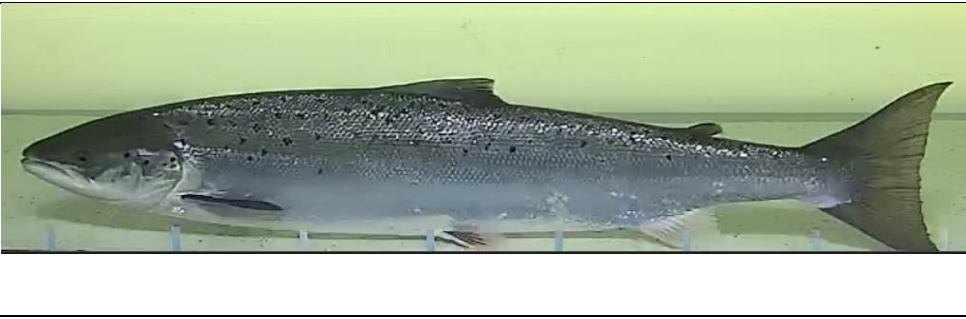
Iff.	2024	05.04.	18:19	Salmon ID 12	0	Salmon ♀ approx. 80 cm Occasional light abrasions Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	06.04.	16:58	Salmon ID 13	0	Salmon ♂ approx. 90 cm slight abrasions Skull: snout injured Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2024	10.04.	15:42	Salmon ID 14	0	Salmon ♂ approx. 70 cm Abrasions on the flank Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: rather yes	S T	

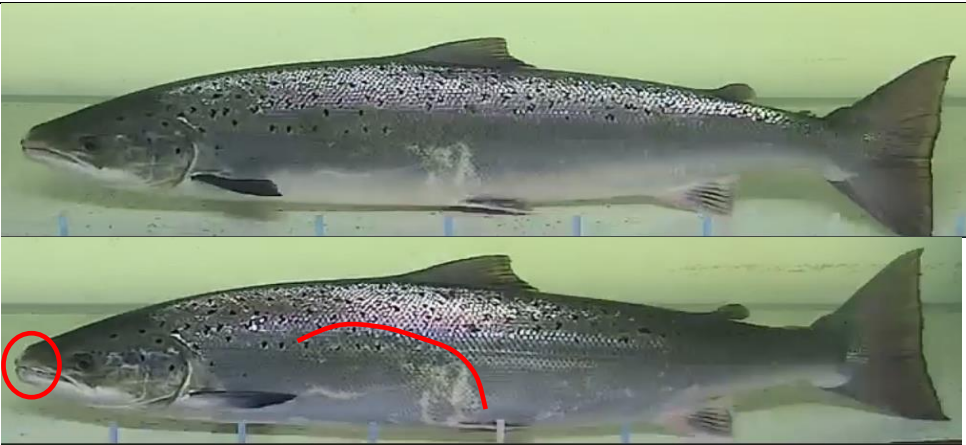
Iff.	2024	11.04.	15:05	Salmon ID 15	1	Salmon ♂ approx. 80 cm Catfish bite and open wound (infection of the wound?), extensive abrasion behind the head Skull: Abraded gill cover? Fins: Dorsal fin injured <u>Cause:</u> Catfish Survival to spawning: very unlikely	ST	 
Iff.	2024	13.04.	07:54	Salmon ID 16	1	Salmon ♂ approx. 75 cm Catfish bite with extensive abrasion Skull: slight abrasions Fins: intact <u>Cause:</u> Catfish Survival to spawning: rather yes	ST	 

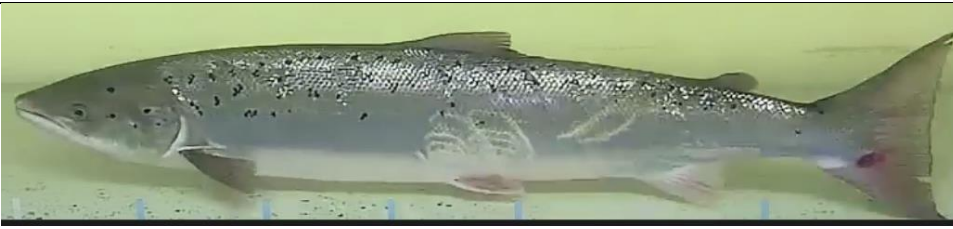
Iff.	2024	13.04.	18:20	Salmon ID 17	1	Salmon ♀? approx. 85 cm Severe loss of scales, open wound in the area of the pectoral fin, abrasions cross over each other Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> Net Survival to spawning: excluded Did not cross the light barrier and did not swim out of the fishway	ST	  
Iff.	2024	14.04.	15:45 – 16:26	Salmon ID 18	1	Salmon ♂ approx. 75 cm Abrasions on the flank (catfish bite) Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> Catfish Survival to spawning: rather yes Turned round in the fishway and did not swim out of the fishway	ST	 

Iff.	2024	17.04.	18:23	Salmon ID 19	1	Salmon ♀ approx. 90 cm Abrasions in the area of the anal fin (catfish bite) Skull: badly injured (mouldy?) Fins: intact <u>Cause:</u> Catfish? Survival to spawning: unlikely Turned round in the fishway and did not swim out of the fishway	ST	  
Iff.	2024	20.04. - 21.04.	19:37 - 13:31	Salmon ID 20	1	Salmon ♀? approx. 90 cm Abrasions behind the dorsal fin (catfish bite) + further loss of scales Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> Catfish Survival to spawning: rather yes Not caught, 18 hours in front of the trap	ST	 

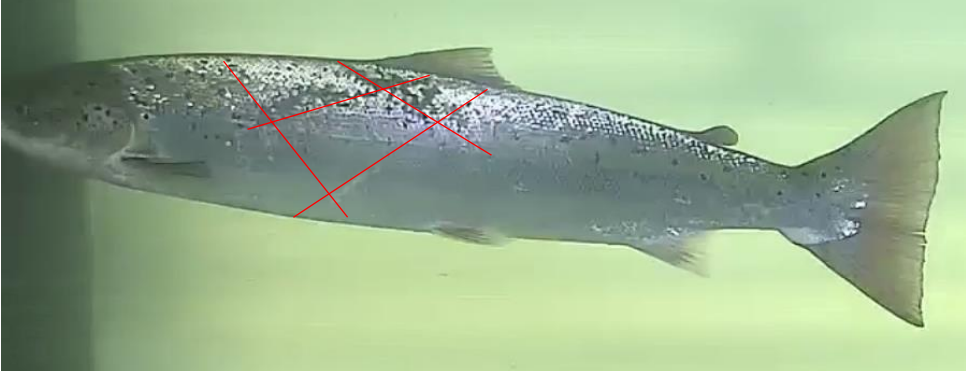
Iff.	2024	25.04.	10:02	Salmon ID 21	1	Salmon ♀? approx. 80 cm Abrasions over the entire flank Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival until spawning: unlikely	S T	
Iff.	2024	25.04. & 27.04. & 28.04.	10:23 & 20:49 & 11:41	Salmon ID 22	1	Salmon ♂ approx. 85 cm Abrasions over the entire flank; larger elliptical wound and catfish bite Skull: intact Fins: Torn caudal fin <u>Cause: Catfish</u> Survival to spawning: excluded	S T	

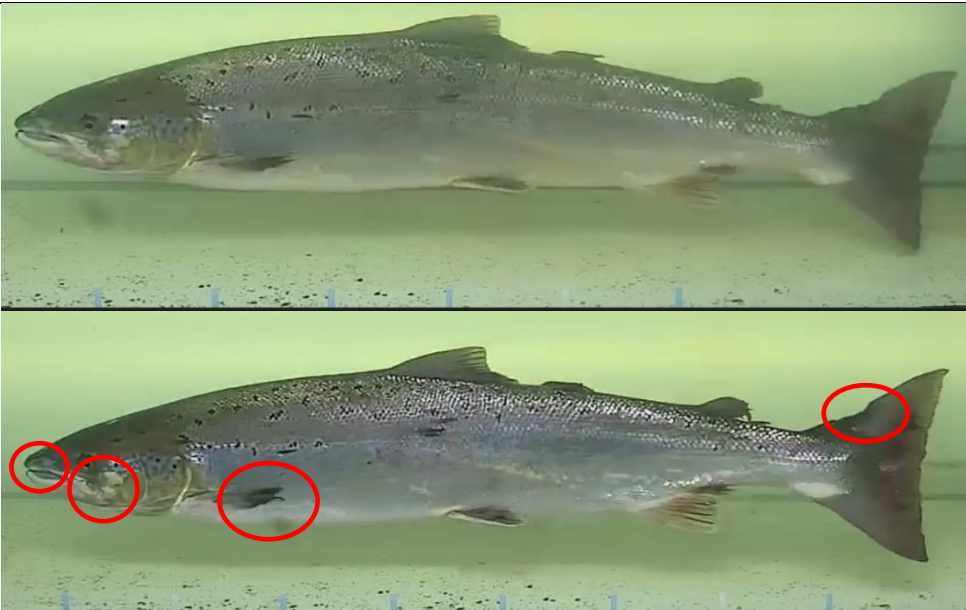
Iff.	2024	25.04.	13:04	Salmon ID 23	0	Salmon ♀ approx. 70 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	25.04.	13:37	Salmon ID 24	0	Salmon ♀ approx. 95 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	26.04. & 27.04.	10:46 & 19:38	Salmon ID 25	0	Salmon ♂ approx. 75 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes	S T	

Iff.	2024	29.04.	20:43	Salmon ID 26	1	Salmon ♂ approx. 85 cm Abrasions on the belly (catfish bite) Skull: snout injured Fins: intact <u>Cause:</u> Catfish Survival until spawning: unlikely	S T	
Iff.	2024	29.04. & 30.04.	21:15 – 23:04 & 00:28 – 08:56	Salmon ID 27	1	Salmon ♀ approx. 90 cm Abrasions along the back from the dorsal fin to the caudal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> ? Survival until spawning: unlikely	S T	
Iff.	2024	02.05.	17:41	Salmon ID 28	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Scratches above the ventral fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> Seal/ grey seal? Survival to spawning: rather yes	S T	

Iff.	2024	04.05.	19:02	Salmon ID 29	0	Salmon ♂ approx. 80 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	05.05.	20:42	Salmon ID 30	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Slight abrasions on head/back and above ventral fin Very cleanly demarcated Skull: intact Fins: Dorsal fin slightly deformed <u>Cause:</u> ? Survival to spawning: rather yes	S T	
Iff.	2024	06.05.	18:46	Salmon ID 31	0	Salmon ♀ approx. 85 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause:</u> - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	08.05.	10:39 – 19:53	Salmon ID 32	1	Salmon ♂? approx. 80 cm Scratches in the area of the pelvic fins and towards the anal fin; red spot on the caudal fin Skull: intact Fins: torn caudal fin <u>Cause:</u> Seal/ grey seal? Survival until spawning: unlikely	S T	

Iff.	2024	08.05.	20:14	Salmon ID 33	1	Salmon ♂ approx. 75 cm Abrasions all over the body Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival until spawning: unlikely	S T	 
Iff.	2024	09.05.	18:49	Salmon ID 34	0	Salmon ♂ approx. 75 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	10.05. & 11.05.	21:38 & 06:44	Salmon ID 35	0	Salmon ♀ approx. 75 cm Skull: intact Fins: intact <u>Cause: -</u> Survival to spawning: yes After the first swim into the picture, immediately turned round again	S T	

Iff.	2024	11.05.	15:25	Salmon ID 36	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Abrasions all over the body Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival until spawning: unlikely	S T	
Iff.	2024	13.05.	09:37	Salmon ID 37	1	Salmon ♀ approx. 75 cm Abrasions on the back and flank Skull: intact Fins: intact <u>Cause: Net?</u> Survival until spawning: unlikely	S T	 

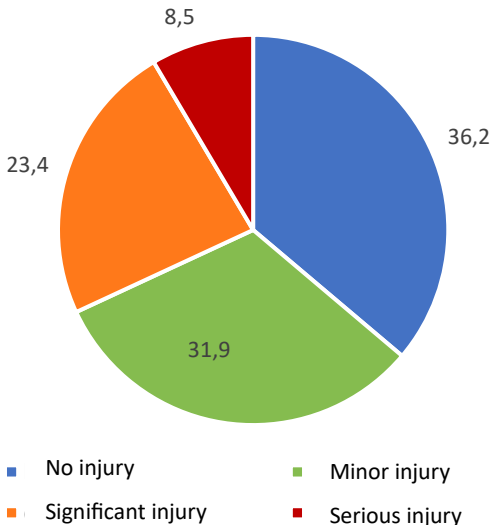
Iff.	2024	13.05.	12:27	Salmon ID 38	1	Salmon ♂? approx. 90 cm Heavy leech infestation Skull: snout and gill cover injured Fins: deformed <u>Cause:</u> Net? Survival to spawning: rather yes Stocked fish? Farm salmon?	S T	
Iff.	2024	15.5.	14:35	Salmon ID 39	1	Salmon ♂ approx. 80 cm Abrasions above pectoral fin, catfish bite mark between pectoral and pelvic fin Skull: intact Fins: Pectoral fin damaged, otherwise intact <u>Cause:</u> Catfish Survival to spawning: rather yes	S T	

Iff.	2024	15.5.	18:31	Salmon ID 40	1	Salmon ♀ approx. 70 cm Moderate scale loss, e.g. over anal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	16.5.	11:33	Salmon ID 41	1	Salmon ♀ approx. 70 cm Moderate scale loss, e.g. over anal fin Skull: intact Fins: intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	16.5.	15:21	Salmon ID 42	1	Salmon ♂ approx. 90 cm Fresh wounds on the jaw, on the peduncle of the tail Skull: otherwise intact Fins: caudal fin torn, otherwise intact <u>Cause: Fishing/handling ?</u> Survival until spawning: unlikely	S T	  

Iff.	2024	16.5.	16:52	Salmon ID 43	1	Salmon ♂ approx. 70 cm Abrasion over ventral fin Skull: intact Fins: intact Cause: ? Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	18.5.	9:34	Salmon ID 44	1	Salmon ♀ approx. 75 cm Abrasions flank Skull: intact Fins: intact Cause: ? Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	19.5.	12:10	Salmon ID 45	0 (?)	Salmon ♂ approx. 70 cm No recognisable injuries Skull: intact Fins: intact Cause: - Survival to spawning: yes	S T	
Iff.	2024	21.5.	12:40	Salmon ID 46	1	Salmon ♂ approx. 75 cm Abrasions; catfish bite between pectoral and pelvic fins Skull: intact Fins: intact Cause: Catfish Survival to spawning: excluded	S T	

Iff.	2024	26.5.	20:42	Salmon ID 47	1	Salmon ♀ approx. 85 cm Abrasions on flank and caudal peduncle; bleeding into ventral and anal fin. As a result: found dead on cage? Skull: intact? <u>Cause:</u> ? Survival to spawning: excluded	S T	
------	------	-------	-------	--------------	---	--	--------	---

Salmon Iffezheim: Estimated probability of survival until spawning by damage class, spring 2024 in per cent (n= 47)



	2024	
	n	Prozent
No injury	17	36,2
Minor injury	15	31,9
Significant injury	11	23,4
Serious injury	4	8,5
Σ	47	

1.1.- 31.5.2024: 24% (11 of 47) salmon with catfish bite marks

Other migratory fish 2024									
Iff.	2024	15.5.	14:1 2	Sea- trout	1	Sea trout ♀ approx. 55 cm Skull: intact Fins: dorsal fin torn, caudal fin deformed (?), otherwise intact <u>Cause: ?</u> Survival to spawning: yes	S T		
Iff	2024	16.05.	17:5 4	Allis shad Alosa 1 <i>(with Salmon ID 43)</i>	1	Allis shad approx. 45 cm Loss of scales in the centre of the body? Skull: intact Fins: intact <u>Cause: unknown</u> Survival to spawning: rather yes	S T		

C. Dead finds of salmonids Delta and coast Netherlands (© <https://waarneming.nl/species/2183/observations/>)

Salmon

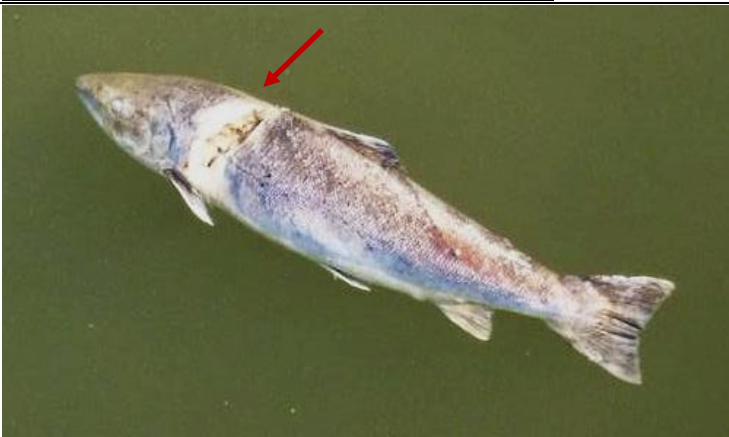
Location	Year	Day	Spec.	Evaluation / Assessment	Document photos
<u>Zaltbommel</u> <u>Waal</u>	2023	30.5.	Salmon	Collision with ship propeller (head missing)	 © T. vd Acker
<u>Ridderkerk -</u> <u>Crezéepolder</u> <u>e.o. (ZH) nahe</u> <u>Lek</u>	2023	14.03.	Salmon	Collision with ship propeller	 Observer Ad Heijboer https://waarneming.nl/observation/265165029/

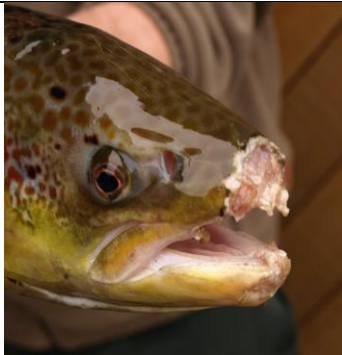
Zandvoort - strand zuid (NH), marine beach between Rotterdam and the IJsselmeer, Coast	2022	3.11.	<u>Salmon</u> [Mis-identified as <i>Salmo trutta trutta</i>]	Injury to the gill cover presumably caused by birds, loss of scales through handling/net?	 Observer. Nico Van den Broeck https://waarneming.nl/observation/258784778/
<u>Heesselt - Heesseltsche Uiterwaarden West (GE),</u> Waal	2022	24.7.	Salmon TL ca. 60 cm	Collision with ship propeller	 Observer Otto Brinkkemper https://waarneming.nl/observation/250173288/

Voornes Duin - Groene Punt e.o. (ZH), outside Europort Rotterdam	2022	13.2.	Salmon	Cause probably net due to bruising in the chest area and injury to the caudal fin	 Observer Jeroen Willemsen https://waarneming.nl/observation/233788461/
Loevestein (GE) Waal	2020	8.6.		Collision with ship propeller (spinal fracture behind head)	  © John den Braven

Nieuwpoort - oeverzone Veersedijk (ZH), Lek	2020	6.5.	Salmon	Collision with ship propeller (injury behind head)	 Observer Albert (J.A.) de Jong https://waarneming.nl/observation/190583129/
<u>Oudendijk - Groesplaat / De Aanwas (NB), Waal</u>	2020	17.4.	Salmon? Sea-trout ?	Ship propeller (?) Spine broken. Traces of feeding of unknown origin	 Observer Jan Derk Stegeman https://waarneming.nl/observation/188961821/
<u>Gorinchem - natuurgebied Avelingen (ZH) Boven Merwede/ Waal</u>	2019	12.1.	Salmon	Collision with ship propeller (cut on the abdomen between dorsal fin and tail))	 Observer Joran Boer https://waarneming.nl/observation/187738604/

1 km above weir/hydroplant/ Sluice Lith Meuse	2018	May	Salmon	Collision with ship propeller	
Hydroplant Lixhe Meuse	2017	14.10.	Salmon 80 cm	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater	 © Sportvisserij Nederland

<u>Gennepe - Havengebied (LI), Meuse</u>	2016	11.3.	Salmon	Extensive fungal growth between dorsal and pectoral fin; cause unknown	 Observer Tom Kuypers https://waarneming.nl/observation/115638814/
<u>Rotterdam - Gpeduncle- IJsselmonde (ZH), Nieuwe Maas</u>	2012	8.9.	Salmon	Collision with ship propeller (cut behind the head)	 Observer Esther Linnartz https://waarneming.nl/observation/71059194/

Rur <u>near</u> <u>rivermouth</u>	2012	?	Salmon	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater	 © Sportvisserij Nederland
Rhine NL	2009	?	Salmon	Collision with ship propeller	 © Sportvisserij Nederland
Meuse	?	?	Salmon	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater	 © Sportvisserij Nederland

Meuse	?	?	Salmon	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater	 © Sportvisserij Nederland
Meuse	?	?	Salmon	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater	 © Y. NEUS
Lek - Streefkerk (ZH), Lek	2011	20.4.	? Salmonid	Collision with ship propeller (abdomen) Species affiliation doubtful TL approx. 75 cm (?)	

					 Observer Richard Slagboom https://waarneming.nl/observation/53664377/
Roermond (LI) Elektrofang am Kraftwerk	2003	15.11.	Salmon	Snout injured Tailrace - swimming into the turbine from underwater	 https://waarneming.nl/observation/113925645/ Observer Henny Martens
<u>Den Haag -</u> <u>Zuiderstrand</u> <u>(ZH), mariner</u> <u>beach</u> <u>coast</u>	2022	4.7.	sea-trout	Collision with ship propeller (abdomen)	 Observer Sjoerd Groos https://waarneming.nl/observation/247902093/

<u>Egmond - Strand en zeereep (NH)</u> , marine beach between Rotterdam and IJsselmeer, coast	2022	13.5.	sea-trout	Crushing by net (abdomen), caudal fin severely torn	 Observer H E Wondergem https://waarneming.nl/observation/213529849/
Hondsbosche Zeewering - Noordzee (NH), marine beach between Rotterdam and IJsselmeer, coast	2017	3.9.	sea-trout	Collision with ship propeller (cut behind the head) and traces of feeding birds	 Observer Dook Vlugt https://waarneming.nl/observation/143623321/
<u>Bergen aan Zee - Strand en Noordzee (NH)</u> , marine beach between Rotterdam and IJsselmeer, coast	2017	3.5.	sea-trout	Collision with ship propeller (cut behind the head)	 Observer Lucette Robertson-Ppeduncle https://waarneming.nl/observation/183067860/

Hondsbossche Zeewering - Noordzee (NH), marine beach between Rotterdam and the IJsselmeer, Coast	2016	13.10.	sea-trout	Net catch ("found in net on shore")	 Observer Ruud Costers https://waarneming.nl/observation/124517575/
Sint Maartenszee - Strand en Noordzee (NH), marine beach between Rotterdam and the IJsselmeer, Coast	2016	5.10.	sea-trout	Net catch ("found in net on shore")	 Observer Ruud Costers https://waarneming.nl/observation/124331246/

Haven van het Zalkerveer, Heerenbroek IJssel	2020	29.6.	Sturgeon spec. 1,40m 20,2kg	Collision with ship propeller (3 cuts at/behind the head)	
--	------	-------	---------------------------------------	---	---

Result evaluation

Delta: Dead finds of salmon and sea trout

Dead salmon were found in the Waal, the Lek, the Nieuwe Maas and the Europort as well as in the Maas (various migration routes).

Most frequent cause of death: ship propeller; only Maas: *Tailrace* mortality (live finds)

Translations:

Schiffspropeller = ship propeller

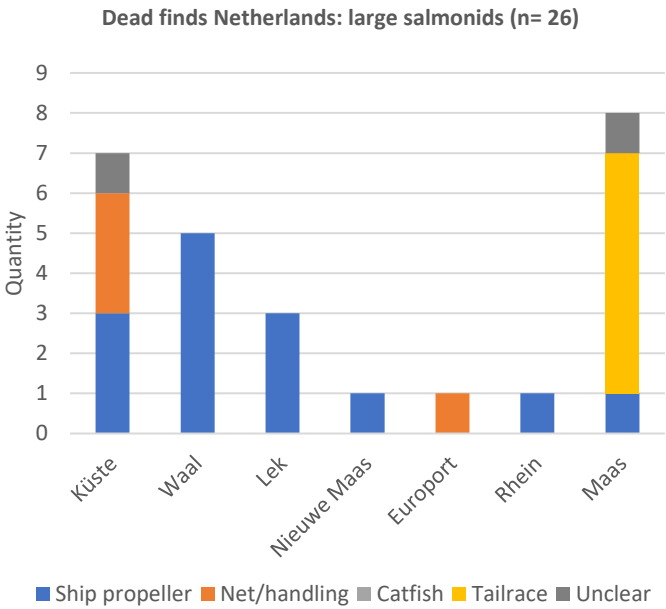
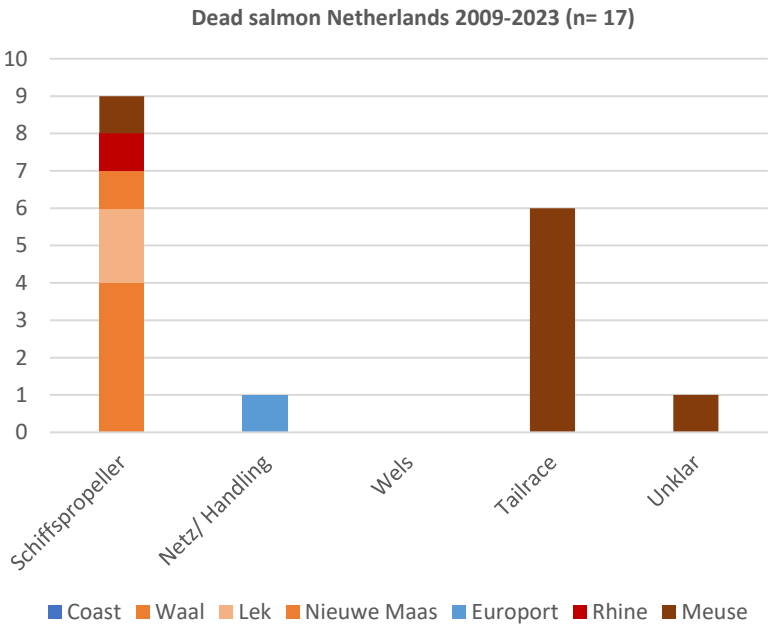
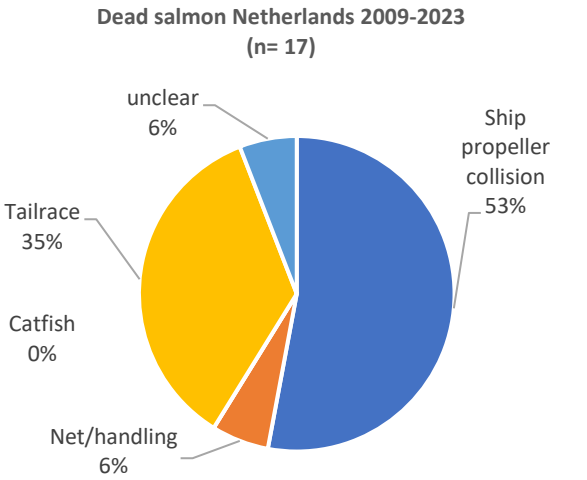
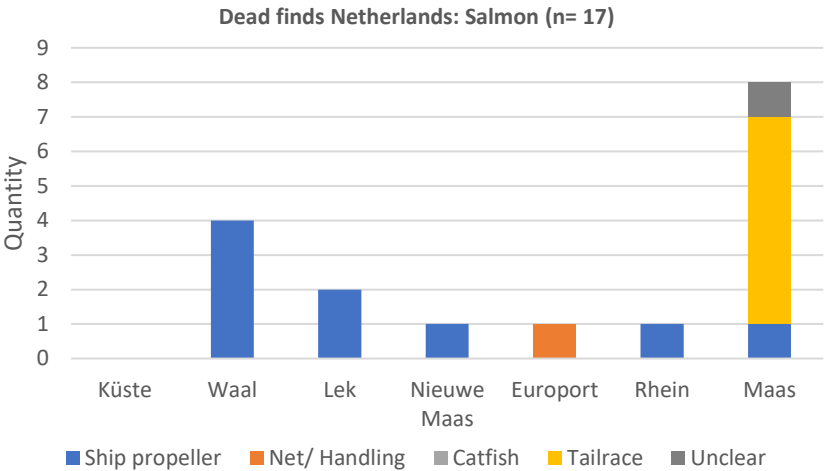
Wels = Catfish

Netz = Net

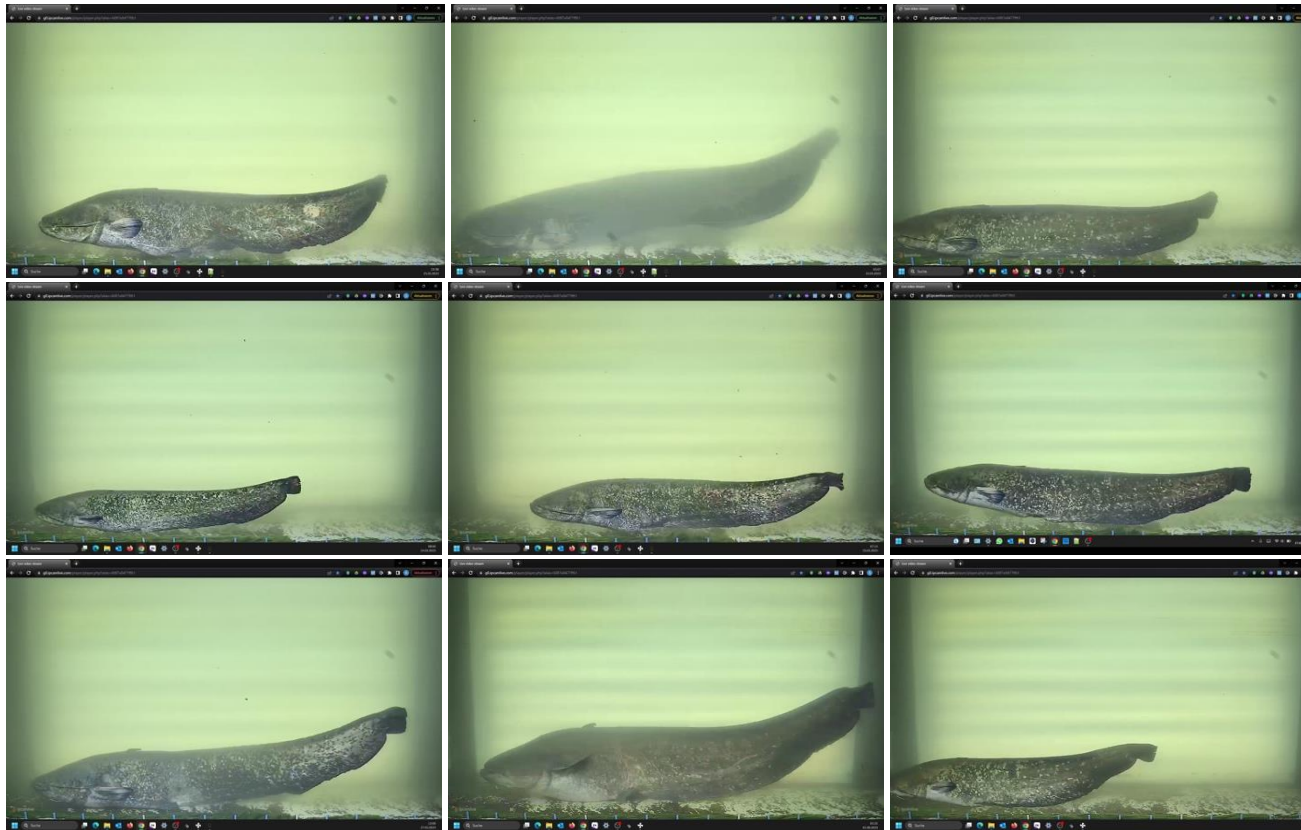
Unklar = unclear

Küste = Coast

Rhein = Rhine



D. Catfish in the Iffezheim fish pass (Upper Rhine)



Detected catfish in the fish pass of the Iffezheim control station 21 May - 3 June 2023. The blue lines on the bottom mark 10 cm intervals.
(Photos: S. THEOBALD; video source: WFBW (Wanderfische Baden-Württemberg, online: <https://wfbw.de/infothek/webcam-iffezheim>)

ANNEX II Data tables, illustrations & supplementary texts

Table A1: List of studies on cormorant predation on salmonid smolts in Danish waters 1997-2017 (see JEPSEN *et al.*, 2018)

TABLE 1 List of studies summarising estimates of predation by cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) smolts in Danish waters from 1997-2017

Year	Number tagged	Species and origin	Estimated mortality caused by cormorants (%)	Method	Source	Location
1997	50	Wild trout	55	Radio-telemetry	Dieperink, Pedersen & Pedersen (2001);	Estuary (Horsens)
1997	50	Hatchery trout	67	Radio-telemetry	Dieperink et al. (2001);	Estuary (Horsens)
2000	17	Wild trout	24	Radio-telemetry	Dieperink et al. (2002);	Lower river/ estuary (Skjern)
2000	51	Wild salmon	48	Radio-telemetry	Dieperink et al. (2002);	Lower river/ estuary (Skjern)
2002	51	Salmon (mix)	40	Radio-telemetry	Baktoft (2003);	Lower river/ estuary (Storaa)
2003	64,500	Hatchery salmon	23	CW-tagging	Jepsen et al. (2010);	Lower river/ estuary (Skjern)
2003	-	Salmon (mix)	> 60 ^a	Pellet analyses	Sonnesen (2007);	Lower river/ estuary (Skjern)
2005	10,000	Hatchery salmon	31	CW-tagging	Jepsen et al. (2010);	Lower river/ estuary (Skjern)
2005	58	Salmon (mix)	53 ^b	Acoustic telemetry	Koed et al. (2006);	Lower river/ estuary (Skjern)
2005	42	Trout (mix)	88 ^b	Acoustic telemetry	Koed et al. (2006);	Lower river/ estuary (Skjern)
2007	69	Salmon (mix)	60 ^b	Acoustic telemetry	Baktoft & Koed (2008);	Lower river/ estuary (Skjern)
2007	30	Wild trout	61 ^b	Acoustic telemetry	Baktoft & Koed (2008);	Lower river/ estuary (Skjern)
2008	4,363	Wild trout	45 ^c	PIT-tagging	Jepsen, Skov, Pedersen & Bregnballe (2014);	Fjord (Mariager)
2009	1,038	Hatchery salmon	79 ^c	PIT-tagging	K. Aarestrup, unpublished	Fjord (Mariager)
2009	20	Wild trout	41	Radio-telemetry	Boel (2012);	Lake Hald
2009	5,009	Wild trout	42 ^c	PIT-tagging	Jepsen et al. (2014);	Fjord (Mariager)
2008-2010	3,602	Wild trout	42 ^c	PIT-tagging	Boel (2012);	Lake Hald
2010	5,900	Hatchery trout	72 ^c	PIT-tagging	Thomsen (2013);	Coast (Fynen)
2014	1,400	Wild trout	22 ^c	PIT-tagging	Jepsen et al. (2014);	Coast (Fynen)
2016	74	Salmon (mix)	42	Radio-telemetry	N. Jepsen, unpublished	Lower river/ estuary (Skjern)
2016	54	Wild salmon	48 ^b	Acoustic telemetry	Flávio, Aarestrup, Jepsen & Koed (2018);	Lower river/ estuary (Skjern)
2017	75	Wild salmon	48	Radio-telemetry	Unpublished	Lower river/ estuary (Skjern)
2017	215	Wild salmon	56 ^b	Acoustic telemetry	Flávio et al. (2018)	Lower river/ estuary (Skjern)

^aRecovery of otoliths gave an estimate of 33,000 salmon eaten, based on weekly counts of birds. The total smolt number from Skjern River was estimated to be 50,000. ^bSurvival of smolts through the estuary, other sources of mortality than cormorant predation could be relevant. ^cThe proportion of tags recovered is divided by 0.4; assuming a 40% scanning/recovery efficiency (see text).

Tab. A2: Power plant sites on the Rhine and Meuse with turbines that pose a potential risk to *upstream* swimming fish (preliminary assessment according to FERC, 1995 and power plant specifications). According to FERC (1995), fish can only be excluded from reaching the runner at flow velocities of more than 6.0 metres per second. The flow velocities can vary depending on the discharge conditions and the Δh depending on the water level below (MW: megawatt).

Waters	HPP	Modernity FAA available	Number of turbines, turbine types, Expansion flow rate, head, capacity, other data	Flow velocity in the suction hose (m/s)	Preliminary assessment <i>Tailrace mortality risk</i>	Preliminary assessment Barrier effect Ascent
Neder-Rijn	Amerongen (Maurik)	Yes	4 Low-head Kaplan horizontal Expansion flow rate: approx. 1,500 m ³ /s 78 rpm 10 MW		Very high	low
Lek	Hagestein	Yes	Low-head Kaplan horizontal		out of service since 2005	low
Upper Rhine	Iffezheim	Yes	5 Kaplan horizontal bulb turbines: 4 machines (M1-4) with 25 MW, 1 machine (M5) with 38 MW + 1 machine (M6) for dotation fish pass with 1 MW, no swimming in possible here. Expansion flow rate: 1,500 m ³ /s Δh 11 m 148 MW	M1-4: 7 m/s - 14 m/s M5: 6 m/s - 14 m/s	Low (see Table 15)	low
	Gambs- home	Yes	4 Kaplan horizontal bulb turbines: 4 machines (M1-4) together 96 MW + 1 machine (M5) for dotation fish pass with approx. 1 MW, no swimming in possible here? Expansion flow rate: 1,100 m ³ /s Δh 10 m	lower than Iffezheim?	low	low
	Strasbourg	Yes	6 Kaplan horizontal bulb turbines: Δh 13.25 m 150 MW	similar to Iffezheim?	low	low
	Gerstheim	Yes	6 Kaplan horizontal bulb turbines Δh 11.75 m 140 MW	similar to Iffezheim?	low	low
	Rhinau Marckolsh. Bird green Fessenheim Ottmarsh.	no	All 4 vertical turbines		low	Very high
	Throat	Yes? Optimisa- tion necessar- y?	1 Kaplan vertical Expansion flow rate: 35 m ³ /s Δh 5 m 1.2 MW		high	unclear
	Breisach	Yes? Optimisa- tion necessar- y?	1 Kaplan horizontal Expansion flow rate: 60 m ³ /s Δh 5 m 2.6 MW		high	unclear
	Kembs		6 vertical turbines: 2 Kaplan with adjustable blades 4 propellers with fixed blades Expansion flow rate: 1,400 m ³ /s Δh 14.2 m up to 160 MW		low	Very high
	Kembs dotation power plants A & K	Yes? Optimisa- tion necessar- y?	2 S-turbines horizontal 27 + 90 m ³ /s Δh 11.0 m 2.85 + 8.4 MW		Very high	low
	Rhein- felden	Yes	4 double adjustable Kaplan Horizontal bulb turbines, 1 dotation turbine Expansion flow rate: 1,100 m ³ /s 100 MW		low	low
Moselle	Koblenz	Yes	4 double-regulated Kaplan turbines vertical Impellers with 5 blades Turbine diameter 4.5 m. U 71.5/min		moderate	low

			Expansion flow: 380 m ³ /s Δh 4.7-5.3 m 16.0 MW			
	Lehmen	No [In planning]	4 Kaplan horizontal bulb turbines Turbine diameter 4.5 m Expansion flow: 350 m ³ /s Δh 7.5 m 20 MW		high	Very high
	Tired, Fankel St.Aldegund Enkirch Zeltingen Wintrich Detzem Trier	No	All 8 systems are identical: 4 Kaplan horizontal bulb turbines Turbine diameter 4.5 m. Expansion flow: 320 m ³ /s (Trier: 300 m ³ /s) Δh 6.5 m (Müden) 16.4 MW (Müden)		high	Very high
Main	Kostheim	Conditional - Conversion in progress	2 Kaplan Pit- tube turbines horizontal ; three-bladed impellers, Rotation max. 85 rpm 160 m ³ /s Δh 2.36 m* 4.96 MW	< 3 m/s (*strongly influenced by the water level in the Rhine; partial backwater up to the Kostheim tailwater)	Very high	moderate
	Eddersheim	No	3 Kaplan - Vertical turbines 4 running blades, 75 rpm Turbine diameter 4.10 m 180 m ³ /s Δh 3.61 m 3.84 MW	similar to Kostheim?	Very high	Very high
Lahn	Lahnstein	No	1 Kaplan - Turbine Vertical Expansion flow: 40 m ³ /s Δh 4.3 m 1.22 MW		high	Very high
	Friedrich's blessing	No	3 Kaplan - Turbines Expansion flow: 37.5 m ³ /s		high	Very high
	Nievern	No	1 Kaplan - Turbine 1 Francis - Turbine Expansion flow: 20 m ³ /s		high	Very high
	Bad Ems	No	2 Kaplan turbines Vertical Expansion flow: 30 m ³ /s		high	Very high
	Dausenau	No	1 Kaplan - Turbine Expansion flow: 45 m ³ /s		high	Very high
	Nassau	No	1 Kaplan - Turbine Expansion flow: 45 m ³ /s		high	Very high
	Hollerich	No	2 Kaplan turbines Expansion flow: 46.8 m ³ /s		high	Very high
	Lime kiln	No	1 Kaplan - Turbine Expansion flow: 40 m ³ /s		high	Very high
	Cramberg	No	3 Francis - Turbines Expansion flow: 56.1 m ³ /s		high	Very high
	Diez	No	2 Kaplan turbines Expansion flow: 40 m ³ /s		high	Very high

Evaluation of the stock development of salmon populations in the Rhine catchment area Arge Salmo 2024

Sieg	Unkel-mill	Yes - also descent	3 Francis turbines		low	moderate
	Schladeren	Conditional due to low residual water quantity	2 turbines (type ?) Expansion flow: 4.5 m /s ³ 600 KW Δh 6.2 m		unclear	moderate
	Scheuerfeld	Conversion in planning	1 Kaplan shaft turbine Expansion flow rate: 12 m /s ³		unclear	moderate
	Sigambria	Conditional -water quantity Fish rise insufficient	1 Kaplan turbine Expansion flow: 9 m /s ³		unclear	moderate
	Freusburg Castle	No	1 Francis twin turbine Expansion flow rate: 3.51 m /s ³		unclear	Very high
	Euteneun	Dismantling in planning			None (WKA no longer in operation)	high
III	Lower Burgundy	Yes	5 turbines, 2 Francis, 2 Kaplan 1 Phénix (Σ750 kW)		unclear	unclear
	Graffenstaden	Yes	4 Francis turbines (Σ424 kW)		unclear	unclear
	Eschau	no	1 MW		unclear	unclear
	First stone	Yes			unclear	unclear
Meuse	Roermond (Rur)		Francis turbine(s)		Very high (docum.)	low
	Lith		Horizontal Kaplan bulb turbine		Very high	low
	Linne		Horizontal Kaplan bulb turbine		Very high	low
	Lixhe		Horizontal Kaplan bulb turbines: 2 ; Straflo: 2		Very high	low
	Monsin		Kaplan: 3		Very high	low
	Ivoz-Ramet		Kaplan: 3		Very high	low
	Ampsins-Neuville		Horizontal Kaplan bulb turbines: 4		Very high	Very high
	Andenne		Horizontal Kaplan bulb turbines: 2 ; Straflo: 1		Very high	Very high
	Grands Malades		Penalty ticket: 4		Very high	Very high

3.3 Evidence of returning salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey ¹

3.3.1 Salmon Coordination Unit 1 Upper Rhine/High Rhine²

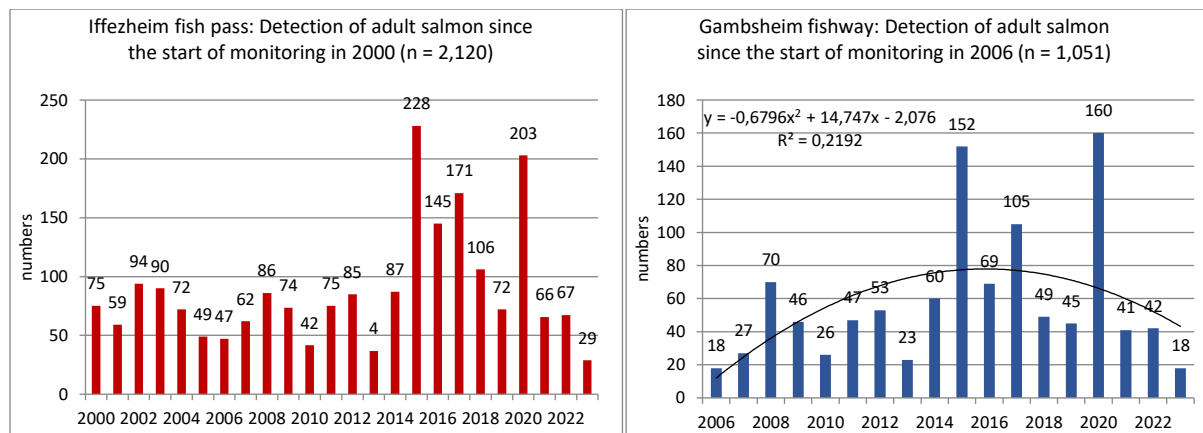


Fig. A1: Salmon returnee numbers in Iffezheim (corrected values) and Gamsheim

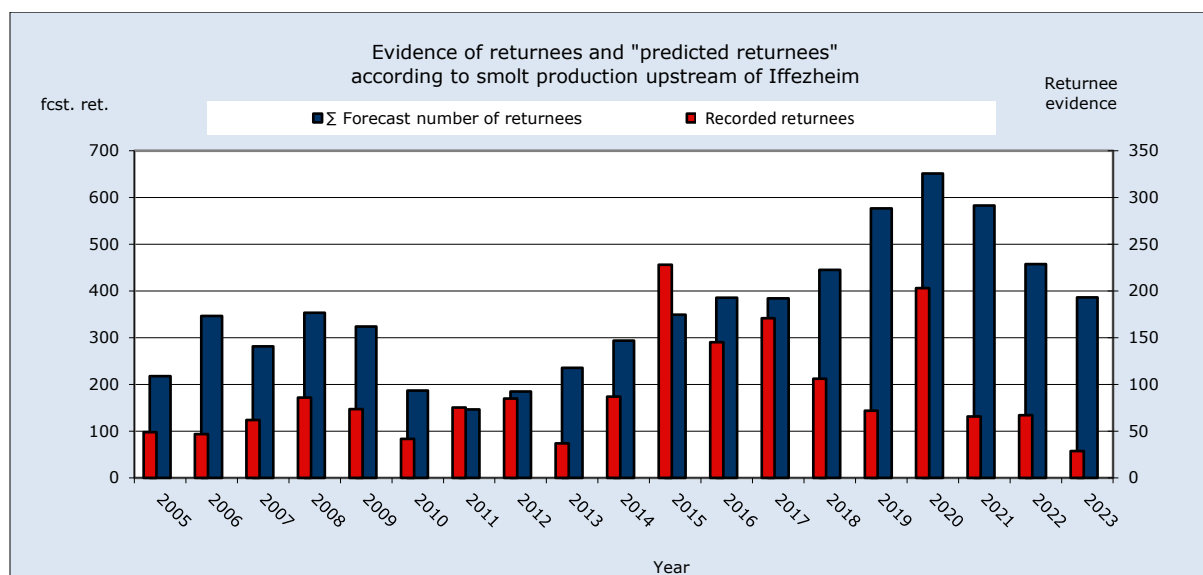


Fig. A2: Iffezheim: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) according to stocking effort upstream of Iffezheim. The catch percentage decreases since year 2015.

¹ According to ICPR statistics as at 29 January 2024

² Iffezheim: The counts were carried out by: Büro für Fischereibiologie & Ökologie, Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V., Association Saumon-Rhin and Onema under the control of the Regierungspräsidium Karlsruhe; Gamsheim: Saumon-Rhin, Regierungspräsidium Freiburg and Landesfischereiverband Baden under the control of Onema

3.3.2 Salmon Coordination Unit 2 Middle Rhine

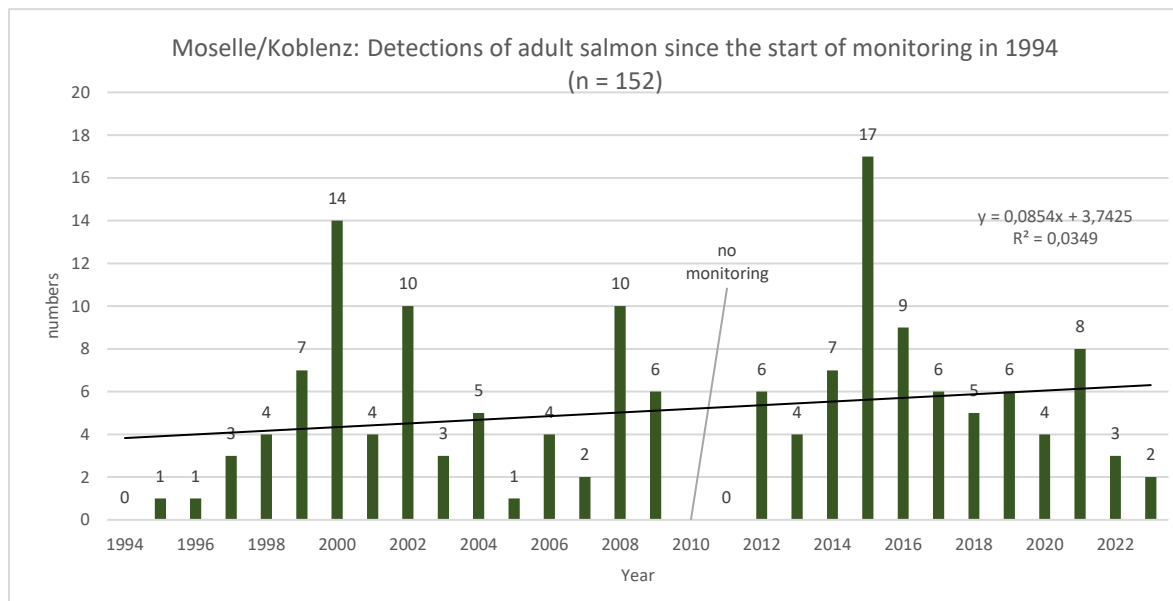


Fig. A3: Salmon returnee numbers in the Moselle (Koblenz). A modern fish pass was built in 2010, therefore no monitoring was carried out in 2010 and limited monitoring was carried out in 2011

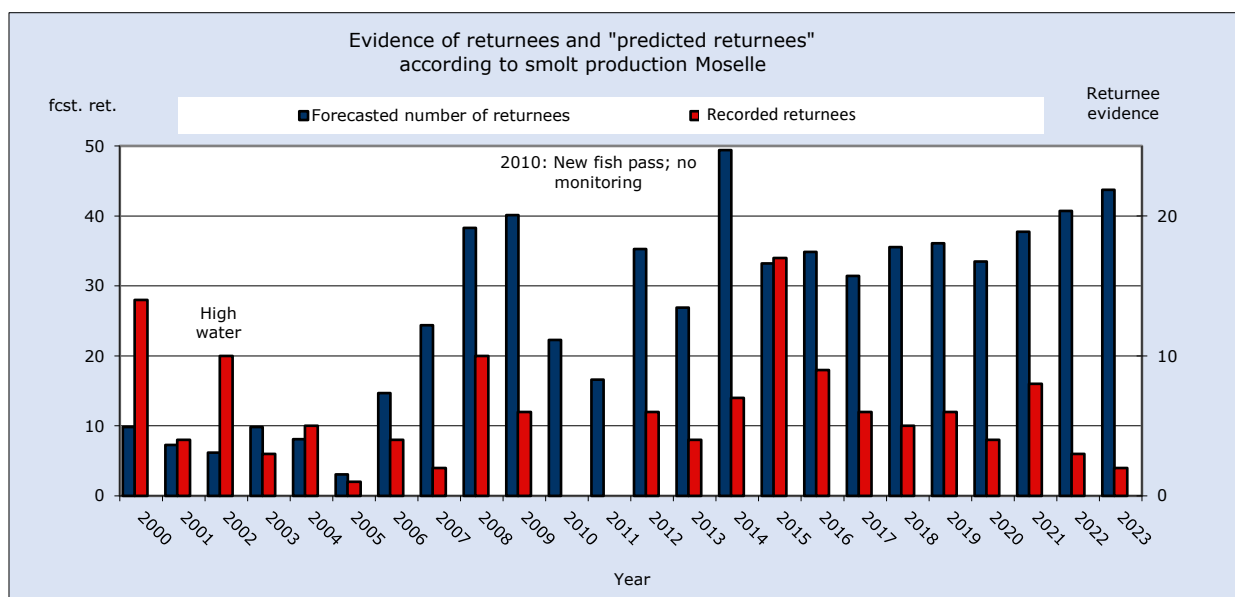


Fig. A4: Moselle: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) according to stocking effort

3.3.3 Salmon Coordination Unit 3 Lower Rhine/Delta Rhine

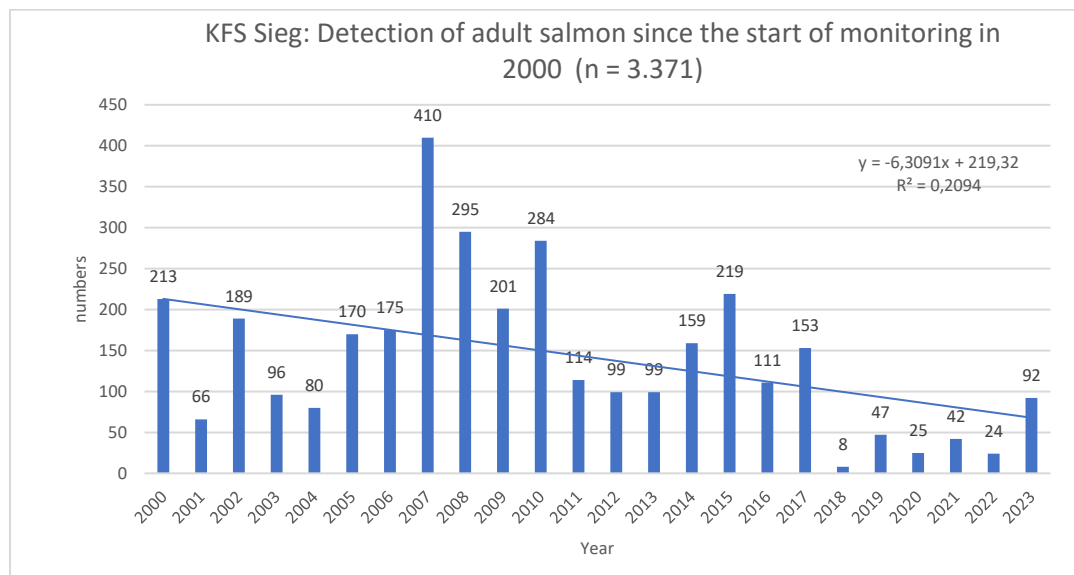


Fig. A5: Number of salmon returning to the KFS Sieg (Data: LANUV) (KFS Sieg = monitoring station river Sieg)

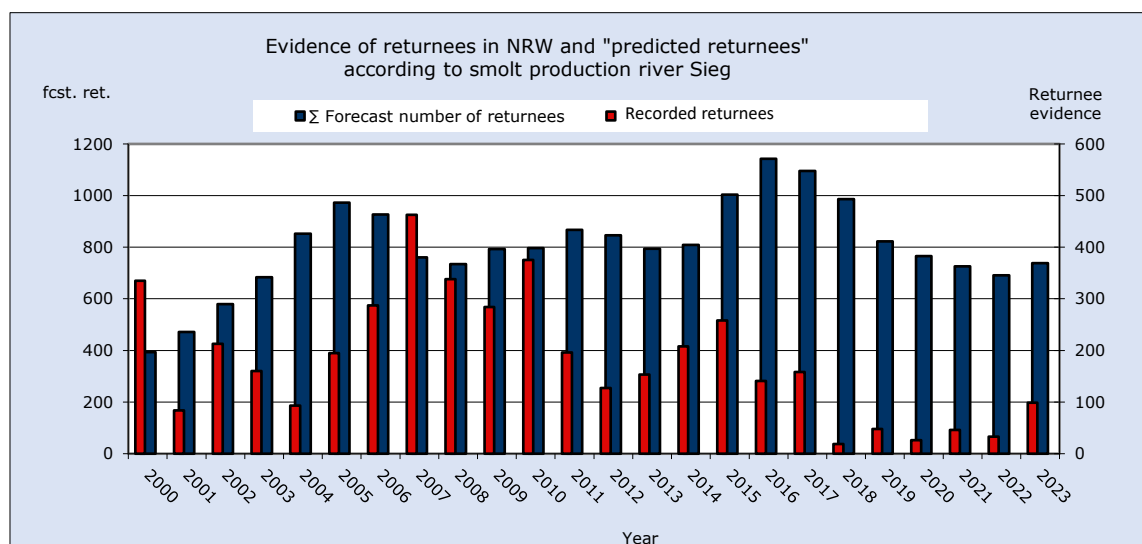


Fig. A6: recorded salmon returnees and "expected returnees" (forecast) KFS Sieg according to stocking effort upper Sieg system (without Agger and other tributaries downstream of the KFS). The proportion of recorded returnees is declining since 2007. (KFS Sieg = monitoring station river Sieg)

3.3.4 Synthesis of returnees of salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey

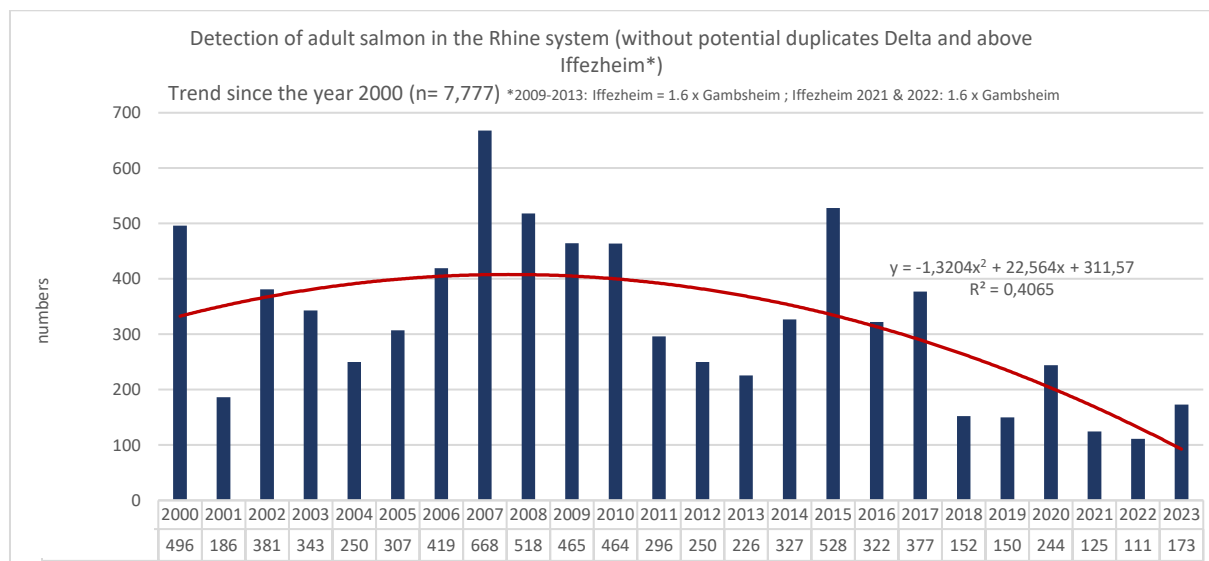


Fig. A7: Salmon returnee statistics, time series 2000 to 2023 (corresponds to the start of operations of the monitoring stations Iffezheim and KFS Buisdorf/Sieg); polynomial trend line.

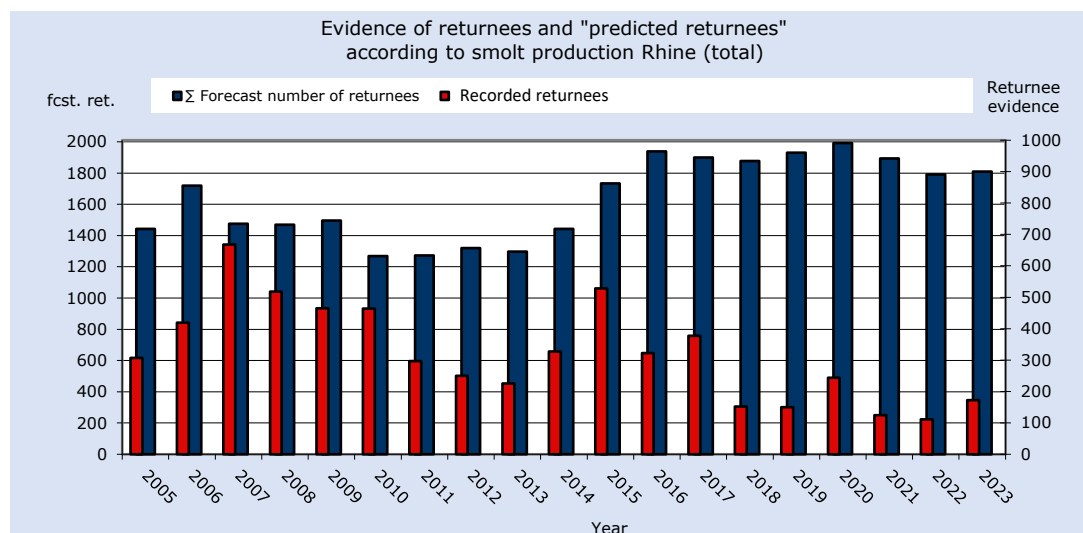


Fig. A8: Recorded returnees in the Rhine system and "expected returnees" (forecast) according to total stocking effort in the Rhine system

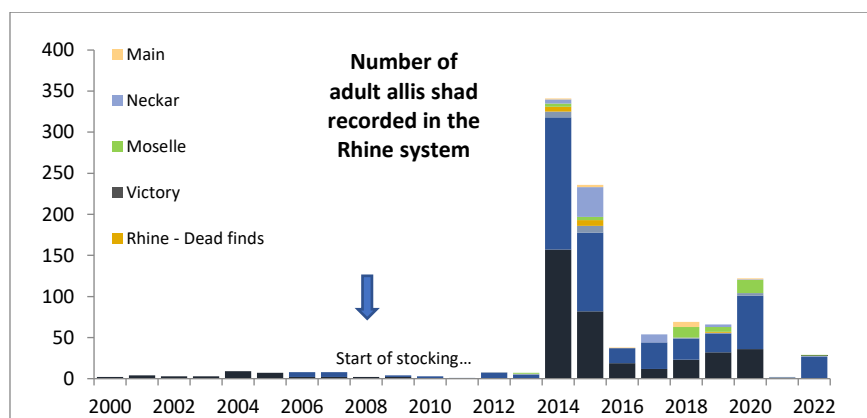


Fig. A9: Recorded allis shad returning to the Rhine system. The start of the stocking measures (with a total of several million larvae) dates back to 2008 (arrow) (data: A. SCHARBERT).

4.5 Other rivers and regions

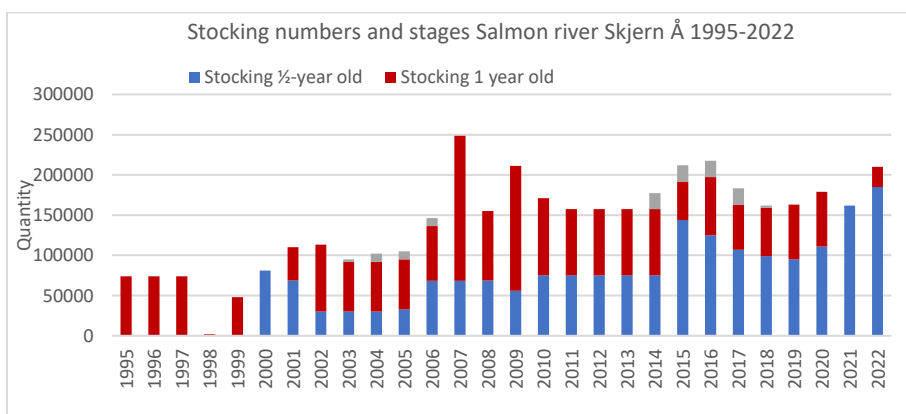


Fig. A10: Salmon stocking numbers and stocking stages in river Skjern Å

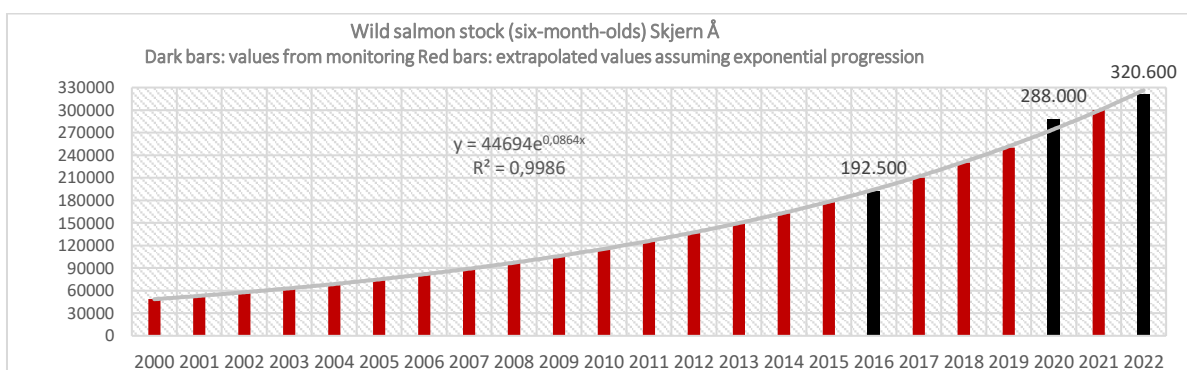


Fig. A11: Projected number of six-month-old wild salmon in Skjern Å

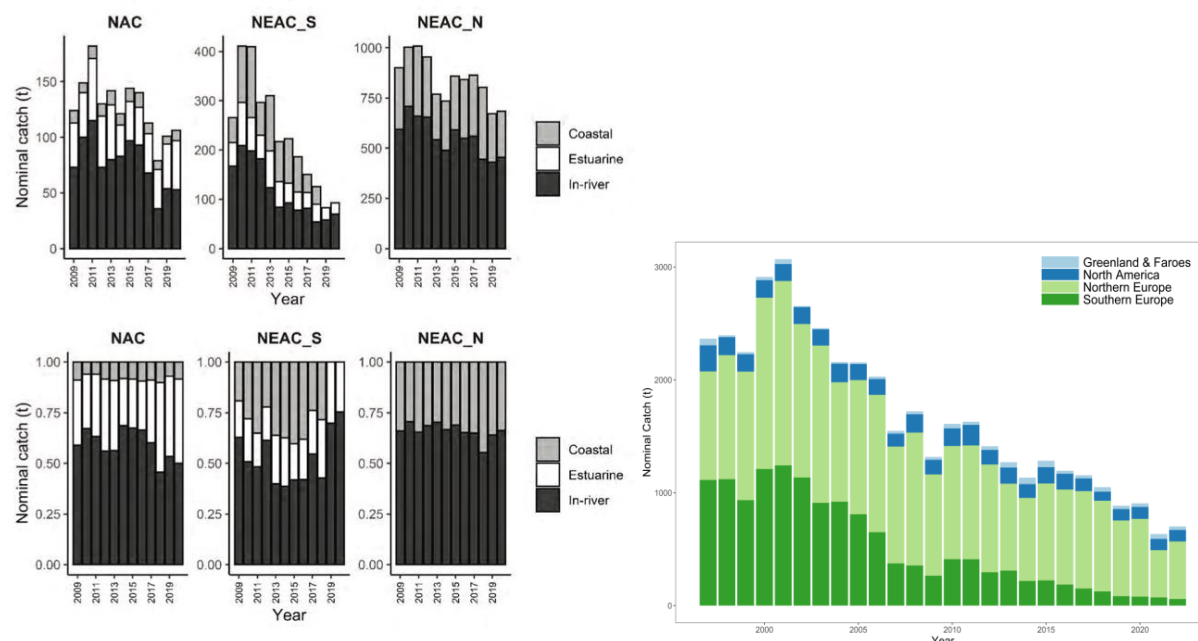


Fig. A12: **Left:** Upper panel - Nominal catches (tonnes rounded fresh weight) in coastal, estuarine and inland fisheries for the NAC area (2009-2020) and for the NEAC North (NEAC_N) and South (NEAC_S) areas (2009-2020). Bottom - Percentage of nominal catches in coastal, estuarine and inland fisheries in each Commission area, 2009-2020. Note: the y-axes in the top panel vary (source: WGNAS 2021). **Right:** Total reported catches of salmon (tonnes, rounded fresh weight) in four regions of the North Atlantic 1998-2022 (source: ICES 2023).

5.1.2 European catfish (*Silurus glanis*)

In recent years, the catfish population increased and catfish have evidently spread into the tributaries and therefore also pose a threat in various spawning waters. In the last 10 years, large catfish have been reported in the lower reaches of the Sieg (NEMITZ, written communication 9th April 2024), Lahn and Nahe (BFS, own data), Kinzig (Baden-Württemberg) (RP Freiburg, written communication 5 April 2024) and Ill (COLL, ASR, written communication 9th April 2024), among others. On 17th April 2023, the Fisheries Research Centre of the State of Baden-Württemberg (FFS) caught 10 catfish (50 cm to max. 1.43 m TL; max. 23 kg) in a stretch of water measuring approx. 390 m. The largest catfish (2.06 m) was caught on 25th September 2023 in the lower Kinzig; it had eaten a cormorant. A total of 18 catfish were caught during this campaign (lengths 60 to 140 cm); at least 7 larger catfish escaped. Almost every shelter on the bank was occupied by at least one catfish. The water depth at the catfish stands was often only between 0.5 and 2 metres. According to the FFS, the catfish is continuously spreading in Baden-Württemberg, with strong population increases being reported from the Rhine and Neckar systems in particular. Colonisation usually takes place from the main stream into the tributaries, with various migration obstacles being overcome upstream (sightings of large specimens in fish migration facilities are also increasing). Surveys downstream of hydropower turbines show that catfish are found in higher densities in the deeper structures available there. The extent to which the fish fauna and thus also the population structure of migratory fish species is influenced by the expansion is the subject of a nationwide study by the FFS (BAER, written communication 5th April 2024). Data from surveys for the EU WFD on the River Sieg show that catfish have been increasingly present since 2003. At the Buisdorf monitoring station, ascending catfish have been detected at a rate of 30 to 50 registrations per year for around 15 years with an upward trend (NEMITZ, written communication, 6th April 2024). Catfish are also increasingly being recorded in the Ill (approx. 50 individuals in both 2022 and 2023; COLL, ASR, written communication 9/4/2024). In the Aare, the catfish has spread along the entire course, even if it still plays a numerically subordinate role in large parts; it was not yet detected in the Aare in 2012 (HESSELSCHWERDT *et al.*, 2023).

5.1.4 Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*)

Harbour porpoises as predators

Harbour porpoises reach lengths of up to 2.0 m and usually feed on small to medium-sized fish, including herring, gobies, smaller cod, sand eels, flounders and sole. Among their prey are also migrating postsmolts (salmon, sea trout), juvenile shad and river lamprey. According to new findings, the Pacific subspecies *Phocoena phocoena vomerina* also occasionally preys on larger fish in San Francisco Bay, including allis shad (around 50 cm) and Pacific salmon (up to 60 cm) (ELLISER *et al.*, 2020).

The population of harbour porpoises in the North Sea (NL), as documented by counts (sightings), is subject to considerable fluctuations; a slight upward trend can be observed in the period 2000 to 2018 (Fig. A13). Data after 2018 are not yet available.

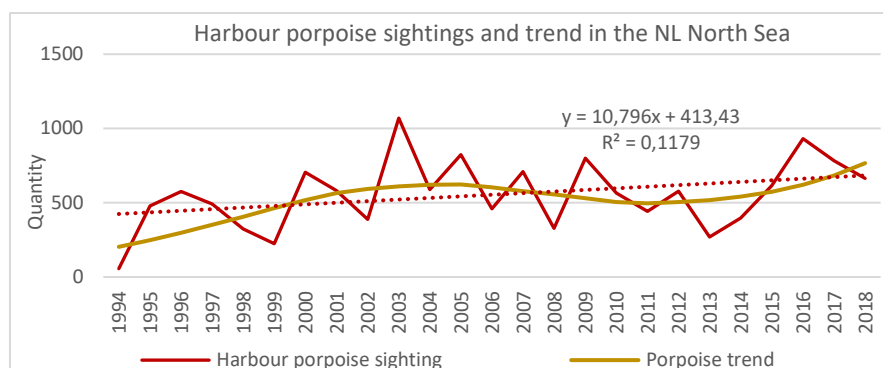


Fig. A13: Sightings of harbour porpoises in the North Sea (NL). Data: RWS, Network Ecologische Monitoring (NEM), CBS. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl125008-bruinvis-in-de-noordzee-1991-2018>

5.1.5 Other fish as predators

Relevance for life stages: smolts, post-smolts

Seabass: The European seabass *Dicentrarchus labrax* has increased significantly - at least in the Dutch Wadden Sea. The species reaches sizes of 50-70 cm (rarely around 80 cm) and is a potential predator of smolts and juvenile allis shad. In a study in the Dutch Wadden Sea (CARDOSO *et al.*, 2015), older individuals demonstrated an ontogenetic shift towards piscivorous diet. Over the past 50 years, large annual fluctuations in the abundance of *D. labrax* have been observed, with an upward trend from around 1990 to 2007, followed by a subsequent decline. Long-term trends in temperature and salinity in the area indicate that environmental conditions have become optimal for juvenile fish growth, leading to an overall increase in abundance since the mid-1980s. Data on abundance in the Delta Rhine are not available. However, the species is now regularly and frequently fished on the marine side of the Haringvliet and in the Nieuwe Waterweg.

Zander: The zander is a possible predator of smolts. Presumably, there is a moderate population increase in the Rhine. Only individual records are available from the Iffezheim (n= 33) and Gambsheim (n= 0) fish passes (the zander hardly ever or not at all utilise the two fishways). In the Dutch stretches of water Haringvliet and Hollands Diep, the biomass of zander has increased since 2011 (VAN RIJSSEL *et al.*, 2023).

Pike: The pike can also be considered as a predator for smolts. In the Netherlands, the pike population is almost stable until 2021 (Fig. A14). There is *probably* no increase in the Rhine (insufficient data).

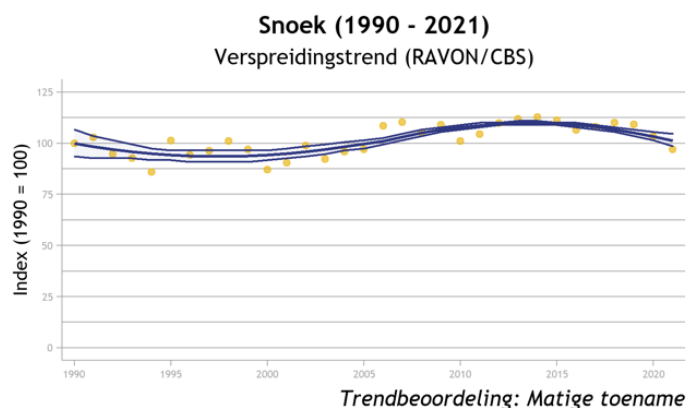


Fig. A14: Pike stock in the Netherlands

Asp: The asp is also a possible predator of smolts. Until 2008, an increasing number of detections and a spatial spread had been recorded (SCHNEIDER, 2009). The species has probably not increased over the last 20 years. Detailed data are only available from the Upper Rhine from the Iffezheim and Gamsheim fish pass controls (Fig. A15).

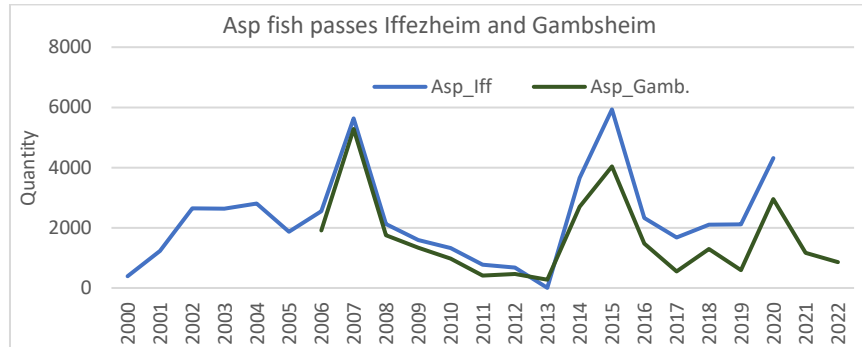


Fig. A15: Evidence of asp in the Iffezheim and Gamsheim fish passes (monitoring in Iffezheim was limited in 2009-2013 and 2018; 2021 and 2022: no data)

5.2.5 Electromagnetic fields around submarine cables

Submarine power cables cause electromagnetic fields (EMF) in the marine environment. Power cables can be direct current (DC) or alternating current (AC). An electromagnetic field (EMF) consists of a magnetic component (MF) and an electric component (EF); via direct electric currents emanating from the cable, which can be reduced/influenced by cable sheathing, indirectly induced electric currents also arise as ions through flowing water (flow through a magnetic field). Fish can be electrically sensitive or magnetically sensitive or both (such as sharks and rays). Migratory fish such as eels, salmon and sturgeon and other species have been shown to be magnetically sensitive and use the Earth's magnetic field as an orientation/navigation stimulus during migrations (WINTER, 2024, written communication). WYMAN *et al.* (2018) analysed the records of tagged salmon smolts during their migration through San Francisco Bay before and after the installation of an 85 km high-voltage direct current transmission cable. Feeding the cable had no significant effect on the proportion of fish that successfully migrated through the bay or on the probability of a successful migration. Overall, cable activity appeared to have mixed but limited effects on smolt movements and migration success. In a study of sturgeon, there was mixed evidence of effects on migration behaviour associated with the status of the cable (off/on). A higher percentage of incoming fish migrated successfully after the cable was turned on, but this effect was not significant in models that included temperature. Outgoing fish took longer to migrate when the cable was switched on. Incoming and outgoing migration paths were not significantly affected by cable energisation, but the results suggest a possible subtle relationship between energisation and incoming and outgoing paths (WYMAN *et al.*, 2023).

6.4.1 Continuity

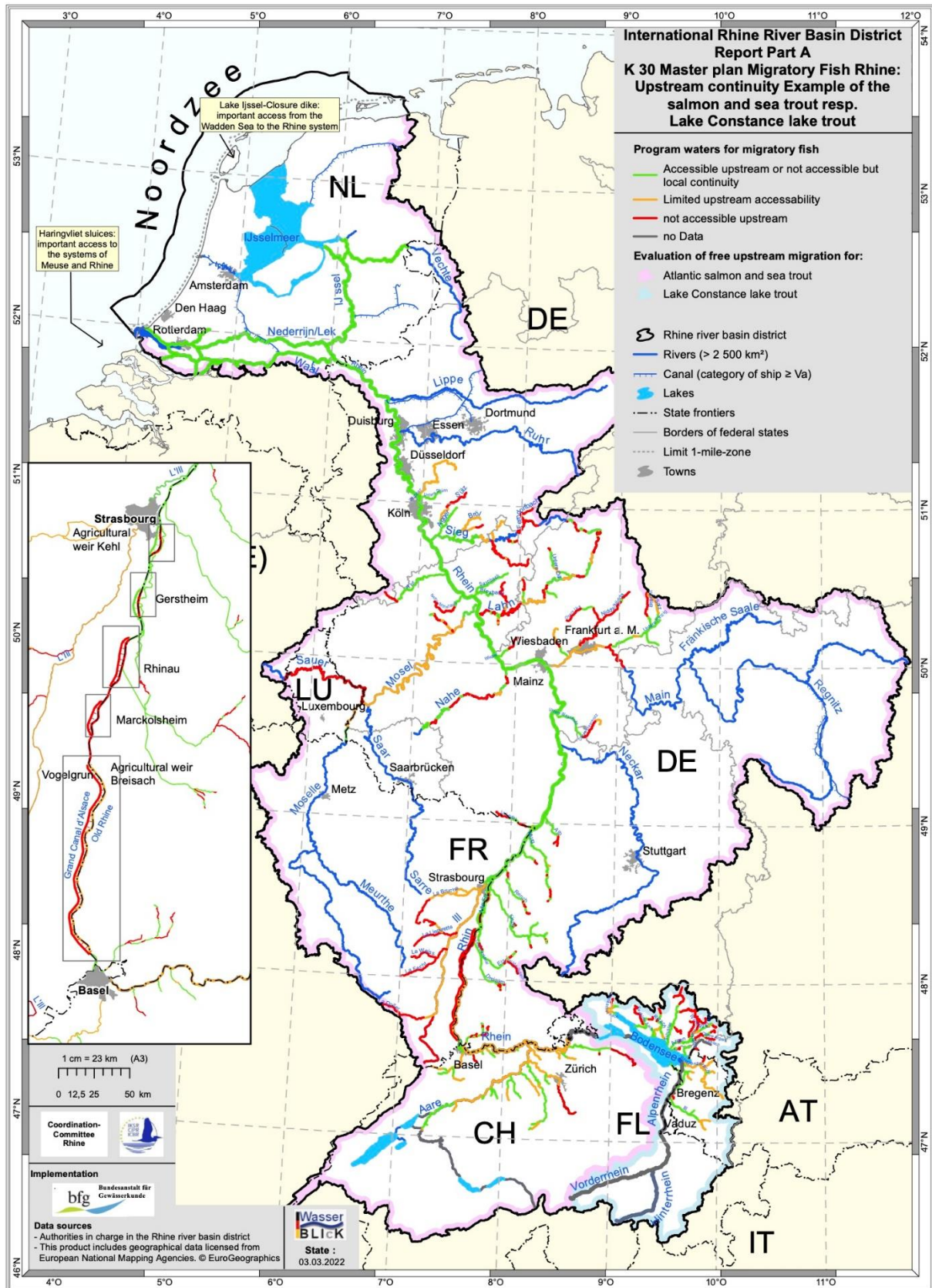


Fig. A16: Status of the passability of transverse structures in the Rhine (Map: ICPR)

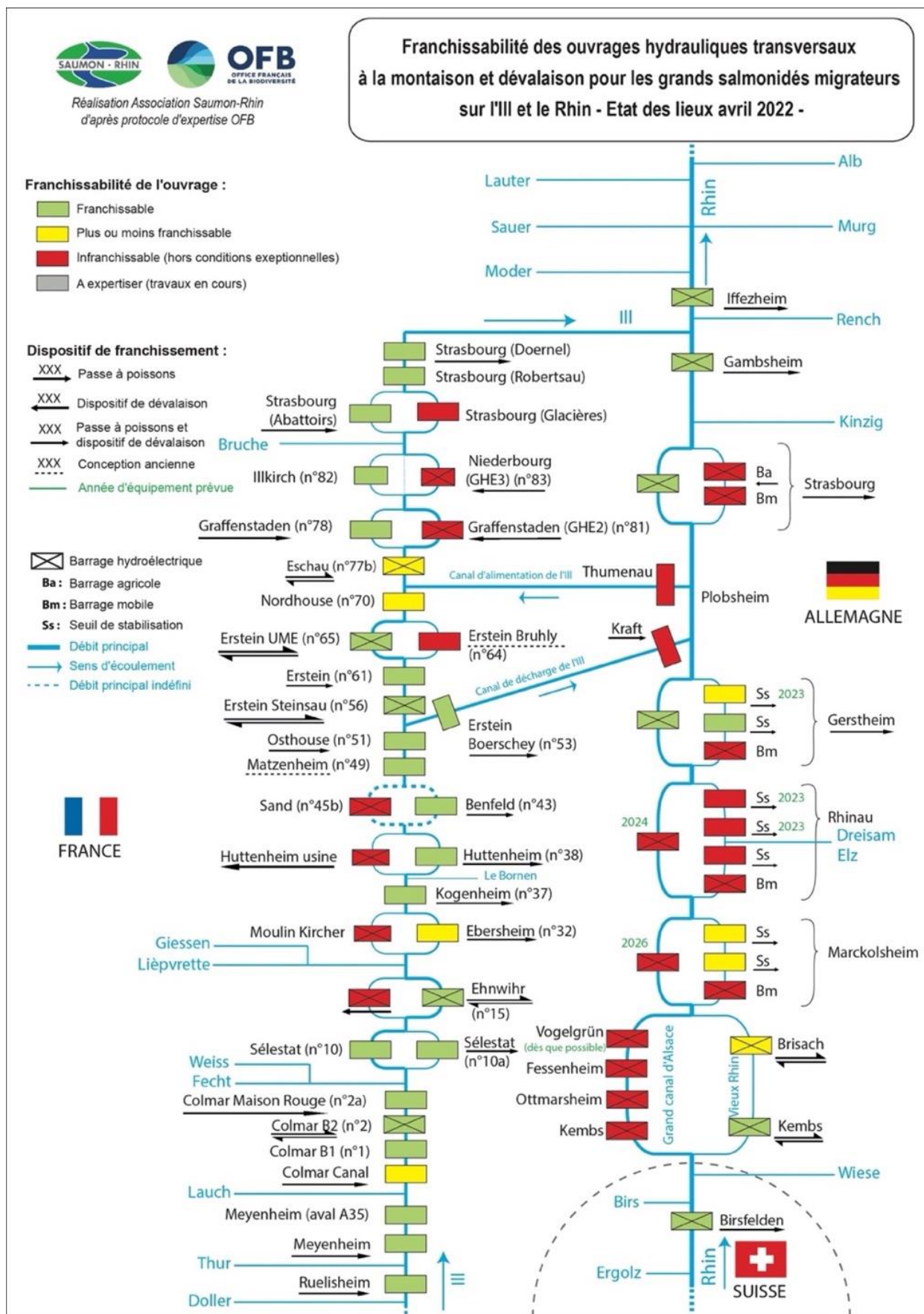


Fig. A17: Status of the passability of transverse structures in the Upper Rhine region (SAUMON-RHIN, 2022)

9 Marine mortality

The return of adult salmon has declined or collapsed in many wild and farmed stocks in the North Atlantic since 1985 (see chapter 4.5). Enhancement measures, closures of commercial fisheries and restrictions on angling have not been able to halt the decline. Human influences such as dams, pollution or overfishing of the seas have been responsible for the decline of some stocks in the past, but even in river and hatchery stocks without obvious local influences, the number of adults has declined or collapsed since 1985 (DADSWELL *et al.*, 2022). Many stocks in northern Europe are also subject to massive infestations of parasitic salmon lice, which infest and weaken smolts and post-smolts in the vicinity of salmon farms (COSTELLO, 2009); the negative effects of sea lice on salmonid survival appear to be exacerbated by warmer environmental conditions (BATEMAN *et al.* 2016, SHEPHARD *et al.* 2016). The increased mortality of salmon in the sea is considered to be one of the main causes of the observed population declines in recent decades (CHAPUT 2012; OLMOS *et al.* 2019; THORSTAD *et al.* 2021).

In a review of key marine stressors to UK salmon stocks, GILLSON *et al.* (2022) identified climate change and predation (particularly marine mammals) as the greatest threats currently and over the next decade. Poor water quality and bycatch were categorised as stressors with a relatively high impact, although they are less likely to have a greater impact in the future due to available mitigation measures. Other less influential stressors include tidal barriers (similar to those in the Rhine delta), artificial light at night and thermal discharges, pile driving noise, invasive non-native species and electromagnetic fields. Exploitation by salmon fisheries was not currently considered an important stressor, as effective controls on deep-sea fisheries have been introduced that significantly reduce fishing pressure (Chapter 10). Future research priorities include filling knowledge gaps on the increasing impacts of stressors such as climate change, predation, renewable energy and artificial light at night. Local management measures to improve freshwater and estuarine habitats are recommended to maximise ecosystem resilience to stressors and minimise their cumulative impacts.

10.1 Climate change and marine environmental conditions

Anthropogenic greenhouse gas emissions have increased the global average surface temperature by around 0.85 °C over the course of the twentieth century (IPCC 2014), with many regions of the world already experiencing warming of more than 1.5 °C in at least one ocean (IPCC 2018). Warmer temperatures in the North Atlantic have altered oceanic conditions and reduced the growth and survival rate of salmon by reducing marine foraging opportunities (PEYRONNET *et al.* 2007; TODD *et al.* 2008; FRIEDLAND *et al.* 2009). Salmon grow in marine foraging areas that experienced climate-induced shifts in biophysical conditions in the late 1980s (FRIEDLAND *et al.* 2012; MILLS *et al.* 2013; ALMODÓVAR *et al.* 2019). Several studies have postulated that a climate-induced shift in the composition of the zooplankton community towards more temperature-tolerant species and thus a decrease in food supply could be associated with a reduction in the growth and survival of salmon in the sea (BEAUGRAND & REID 2003; TODD *et al.* 2008; JONSSON *et al.* 2016). Postmolt survival is strongly influenced by fluctuations in sea surface temperature and primary production in the Labrador Sea/Grand Banks for the North American populations and in the Norwegian Sea for the southern European populations (OLMOS *et al.* 2020). Increasing ocean acidification due to higher CO₂ levels caused by climate change may have impaired the ability of salmonids to detect odorous compounds

that they use to find their prey, avoid predators and locate their home rivers during homing (OU *et al.* 2015; WILLIAMS *et al.* 2019). There is therefore little doubt that far-reaching, climate-induced changes in oceanic conditions have also contributed significantly to the recent declines in salmon populations (BEAUGRAND & REID 2012; FRIEDLAND *et al.* 2014; NICOLA *et al.* 2018) and are thus also putting pressure on populations in the Rhine system.

Age at maturity in salmon is a classic evolutionary trade-off to optimise lifelong fitness (FLEMING 1996). Larger, later maturing individuals that spend more time at sea have higher fecundity, but also run a greater risk of mortality before first reproduction (FLEMING & EINUM 2011). In contrast, smaller, earlier maturing individuals that spend less time at sea have lower fecundity but a higher probability of surviving to reproduction. Growth declines during the first summer at sea have been linked to changes in the sex composition of adult returnees (TRÉHIN *et al.* 2021), as females may need to spend more years at sea than males to reach the minimum body size required for sexual maturity (BARSON *et al.* 2015; MOBLEY *et al.* 2020) and may therefore be subject to higher mortality.

Knowledge of the effects of climate change on the marine migration routes of salmon is limited.

Salmon migrate northwards to marine feeding areas that are geographically partitioned between populations (MACKENZIE *et al.* 2012; SOTO *et al.* 2018; GILBEY *et al.* 2021). Local movements in estuaries and nearshore waters are influenced by tidal currents (HOLM *et al.*, 2003; LACROIX & KNOX 2005; LACROIX *et al.* 2005), whereas movements in nearshore waters are determined by surface currents (DADSWELL *et al.* 2010; MORK *et al.* 2012; STRØM *et al.* 2018). Interannual fluctuations in climatic conditions shape marine migration routes by altering surface currents, surface temperatures and salinity levels, which lead salmon to feeding areas with different environmental conditions and prey availability (FRIEDLAND *et al.* 2012; MORK *et al.* 2012; BYRON *et al.* 2014). For the next century, climate models predict a global weakening of surface currents, leading to a reduction in nutrient availability and primary production, with negative effects on fish stocks in the North Atlantic (GRÖGER *et al.* 2013). Climate change could alter the spatial positioning of migration corridors, which could lead to drastic changes in the growth and survival of salmon in the sea (ICES 2017a). For the Rhine populations, it is important that a rise in sea level will cause more saltwater to enter the Nieuwe Waterweg and that the sluices in the Haringvlietdam and the Afsluitdijk will be open for less time (shorter flushing time).

Geographical overlaps in the spatial distribution of pelagic fish that interact with salmon as competitors, predators or prey have changed due to climate-related changes in ocean conditions (ICES 2017b). For example, mackerel *Scomber scombrus* and herring *Clupea harengus* have expanded their spatial range northwards in response to warmer temperatures over the last three decades (ROSE 2005; HUGHES *et al.* 2014), possibly leading to an increase in their interactions with salmon (HAUGLAND *et al.* 2006; UTNE *et al.* 2020). It is possible that the change in mackerel distribution could lead to increased competition for food resources and higher predation and thus to a decline in the growth and survival rate of juvenile salmon (HOLST 2018).

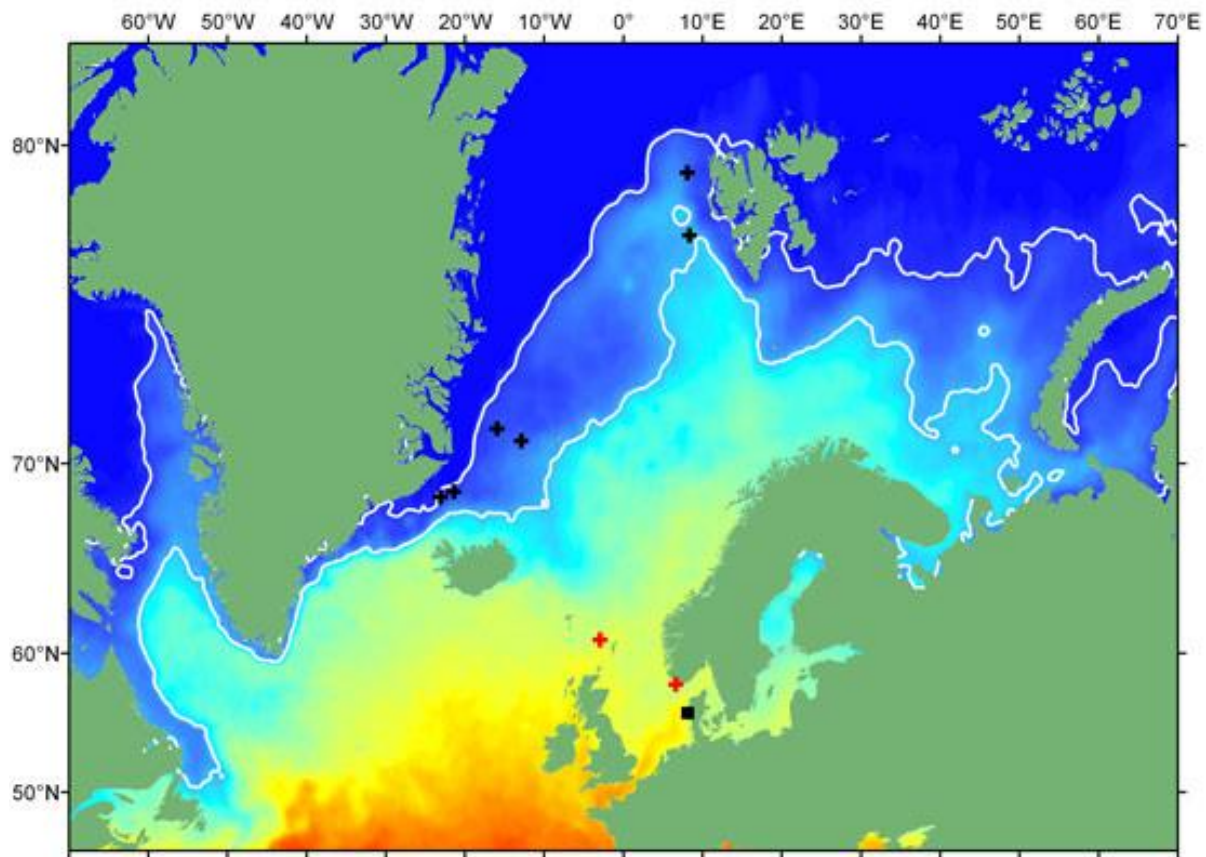


Fig. A18: Map section of the North Atlantic. The colour illustrates the average surface temperature from August to October. Zero and four 4-degree contours are shown with white lines. Graphic: DTU Aqua - National Institute of Aquatic Resources, Denmark

10.2 Predation in the sea

Marine mammals such as seals and whales often congregate in estuaries and nearshore waters to prey on migrating smolts and returning adult salmon (THORSTAD *et al.* 2012a; CIVIL *et al.* 2019). Adult salmon are most threatened by marine mammals when they return from the sea to reproduce (BUTLER *et al.* 2008). Smaller salmon stocks and (sub)populations, such as early migrating winter-run and spring-run salmon, are particularly vulnerable to seal predation (BUTLER *et al.* 2006). Seals are thought to have contributed to the decline of some local salmon populations.

10.3 Fisheries

The average annual catch rates for single-lake winter-run and multi-lake winter-run salmon in inland fisheries in most countries in Europe and North America have fallen to their lowest levels, at least officially, in the last 50 years. This reflects the closure of many fisheries and increasingly restrictive measures. Fishing for mixed stocks at sea in the Republic of Ireland was closed in 2007. In addition, the exploitation of salmon stocks in deep-sea fisheries off West Greenland and the Faroe Islands has declined significantly since the late 1980s (ICES 2019). Salmon fishing in West Greenland is limited to subsistence fishing for internal use, and the commercial export of salmon has been banned since 1998 (NASCO 2014). There has been no commercial salmon fishing in the Faroe Islands since 1991, and research fishing was discontinued in 2001 (NASCO 2020). An increase in *legal* (!) fishing pressure in the sea is therefore not present and, according to current knowledge, cannot explain the decline in marine survival rates (references in GILLSON *et al.* 2022).

Several studies have hypothesised that the recent widespread low return of adult fish could be caused by climate change, salmon farming, marine food availability or marine predators (see above). These hypotheses are not supported by stocks surviving close to historical levels, the loss of stocks far from farms, a diverse marine prey field and the lack of large offshore predators. Stock decline and collapse share common characteristics according to DADSWELL *et al.* (2022): 1) cyclical annual adult returns cease, 2) annual adult returns stagnate, 3) average adult size decreases, and 4) stock collapse occurs earliest in watersheds distant from the North Atlantic Subpolar Gyre (NASpG). The cyclical annual return of adults has historically been common to all populations that have not been affected by anthropogenic changes in their home rivers. The levelling off of adult abundance and the reduction in average adult size are common features of many overfished stocks and are indicative of illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing at sea. Increased distance from the NASpG, resulting in higher mortality rates of migrating juveniles, would increase the potential for collapse of these stocks due to IUU fishing. Bycatch of juvenile and adult fish in trawl fisheries off Europe and adult intercept fisheries off Greenland, the Gulf of St Lawrence and Europe have contributed to marine mortality but are unlikely to be the main cause of the decline. The temporal and spatial distribution of past legal deep-sea fishing indicates that fishermen were well familiar with salmon migration patterns. Combined with the lack of monitoring since 1985 outside the Exclusive Economic Zones or in remote northern regions, this could mean that the high mortality at sea is due to IUU fishing. IUU fishing is an acute problem that has led to the collapse of numerous populations of economically important species worldwide and is likely linked to the decline and impending collapse of salmon populations in the North Atlantic (DADSWELL *et al.*, 2022).

10.1 Discharge and evidence of returnees

10.1.1 Spring smolt run and recorded returnees

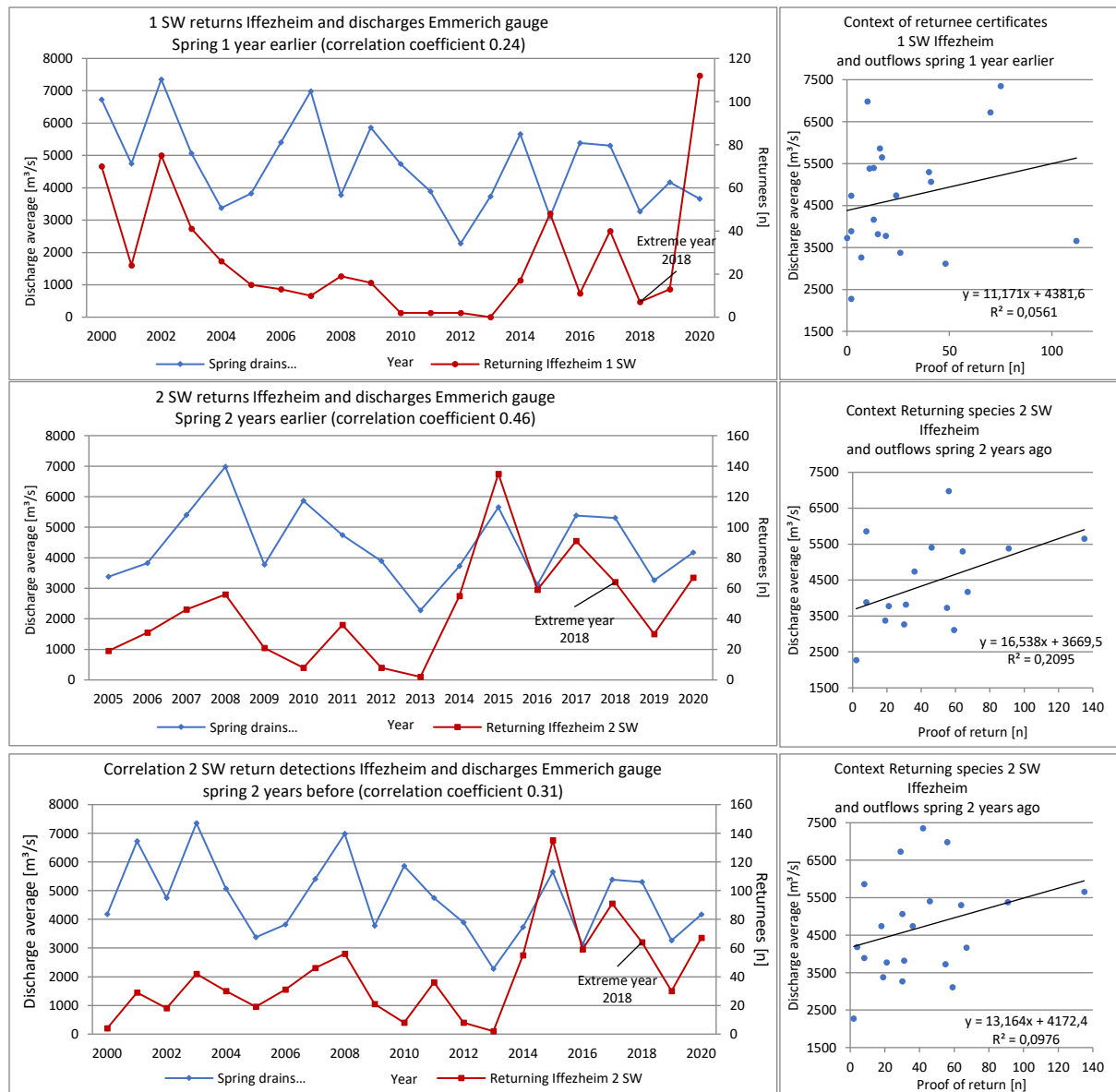


Fig. A19: Correlation of returnees to Iffezheim (only measured individuals with corresponding sea winter classification)³ and the discharges (sum of monthly means April & May) at the Emmerich gauge; top: Spring 1 year before (= 1-SW salmon) (corr. 0.24); centre & bottom: Spring 2 years earlier (= 2-SW salmon) (corr. 0.46 and 0.31 respectively). Note: The time series in the centre does not start until 2005 for 2-SW salmon due to the stem changes to high MSW proportions; the lower graphs show the trend from 2000 onwards.

³ Monitoring breaks due to installation of the 5th turbine; operation at the fish pass in Iffezheim was restricted from April 2009 to October 2013 and in 2018. In 2018, the fish pass was not in operation from 22 August to 25 November due to renovation work; however, the main ascent takes place between April and June.

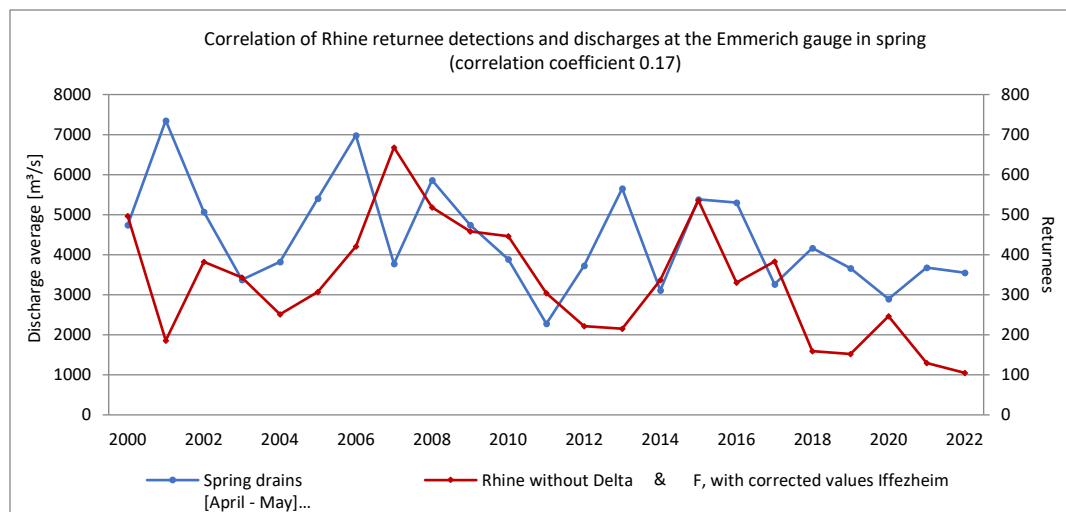


Fig. A20: Correlation of returnee detections in the Rhine and discharges (sum of monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

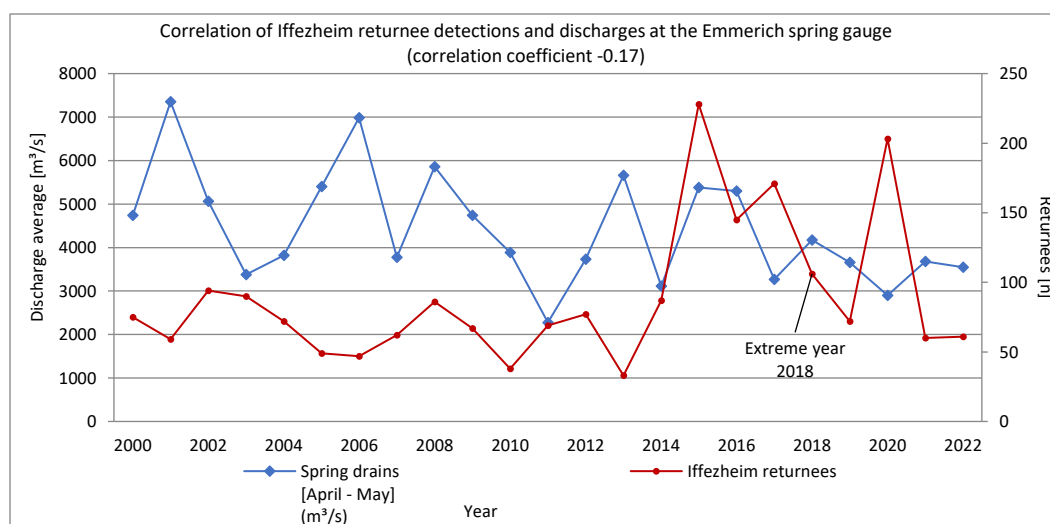


Fig. A21: Correlation of returnee detections in Iffezheim and discharges (sum of monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

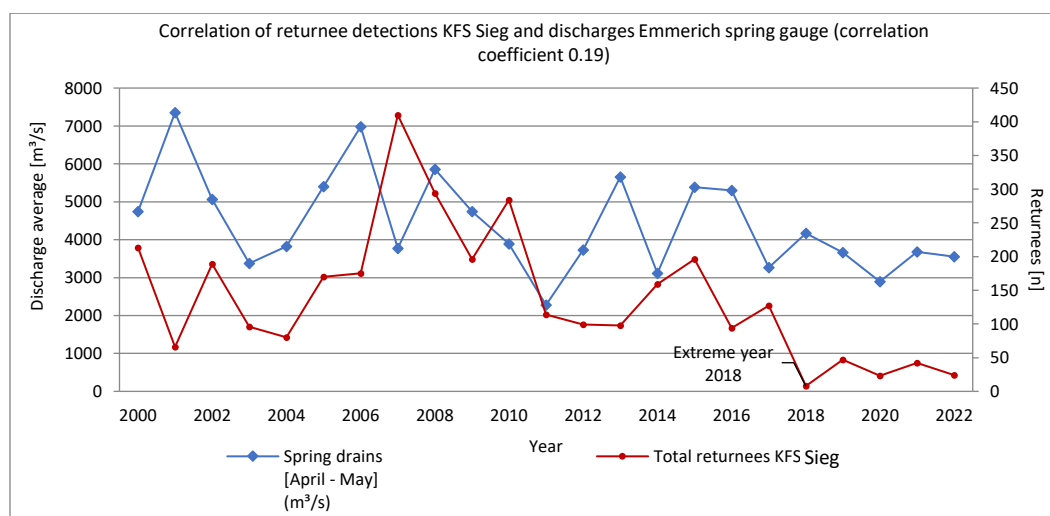


Fig. A22: Correlation of returnee detections at the KFS Sieg and the discharges (sum of the monthly averages for April & May) at the Emmerich gauge

10.4 Abundance of predators and recorded returnees

10.4.1 Cormorant and goosander

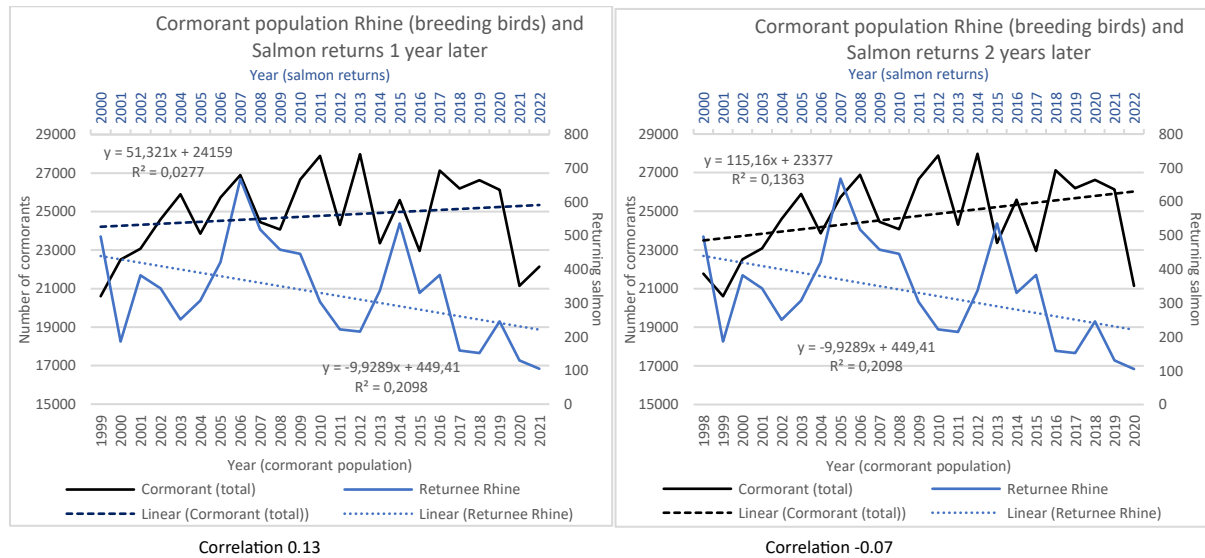


Fig. A23: Cormorant population Rhine and salmon returnees Rhine, left: 1 year later; right: 2 years later

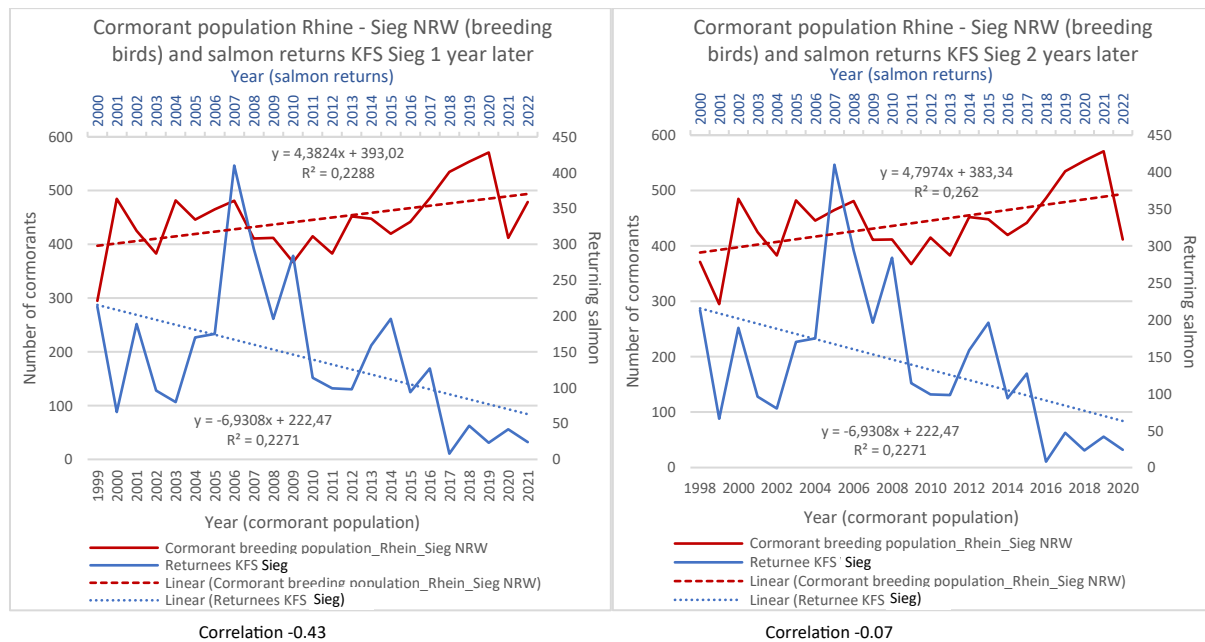


Fig. A24: Cormorant population the Rhine-Sieg region in NRW and salmon returnees to KFS Sieg, left: 1 year later; right: 2 years later

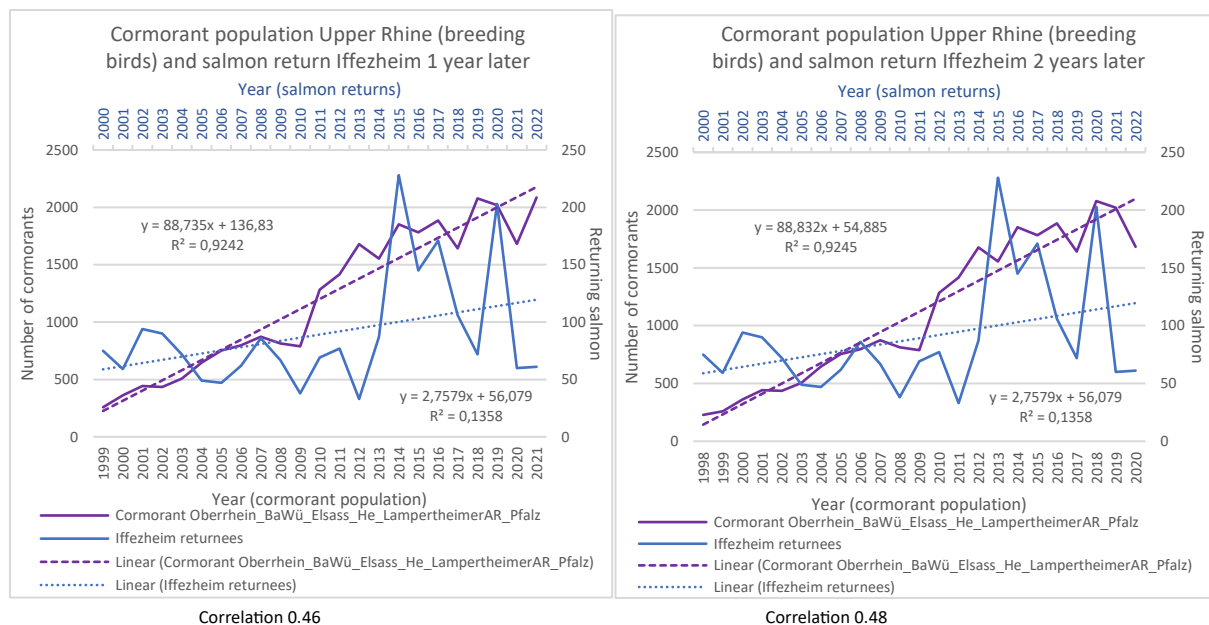


Fig. A25: Cormorant population Upper Rhine and salmon returnees in Iffezheim, left: 1 year later; right: 2 years later

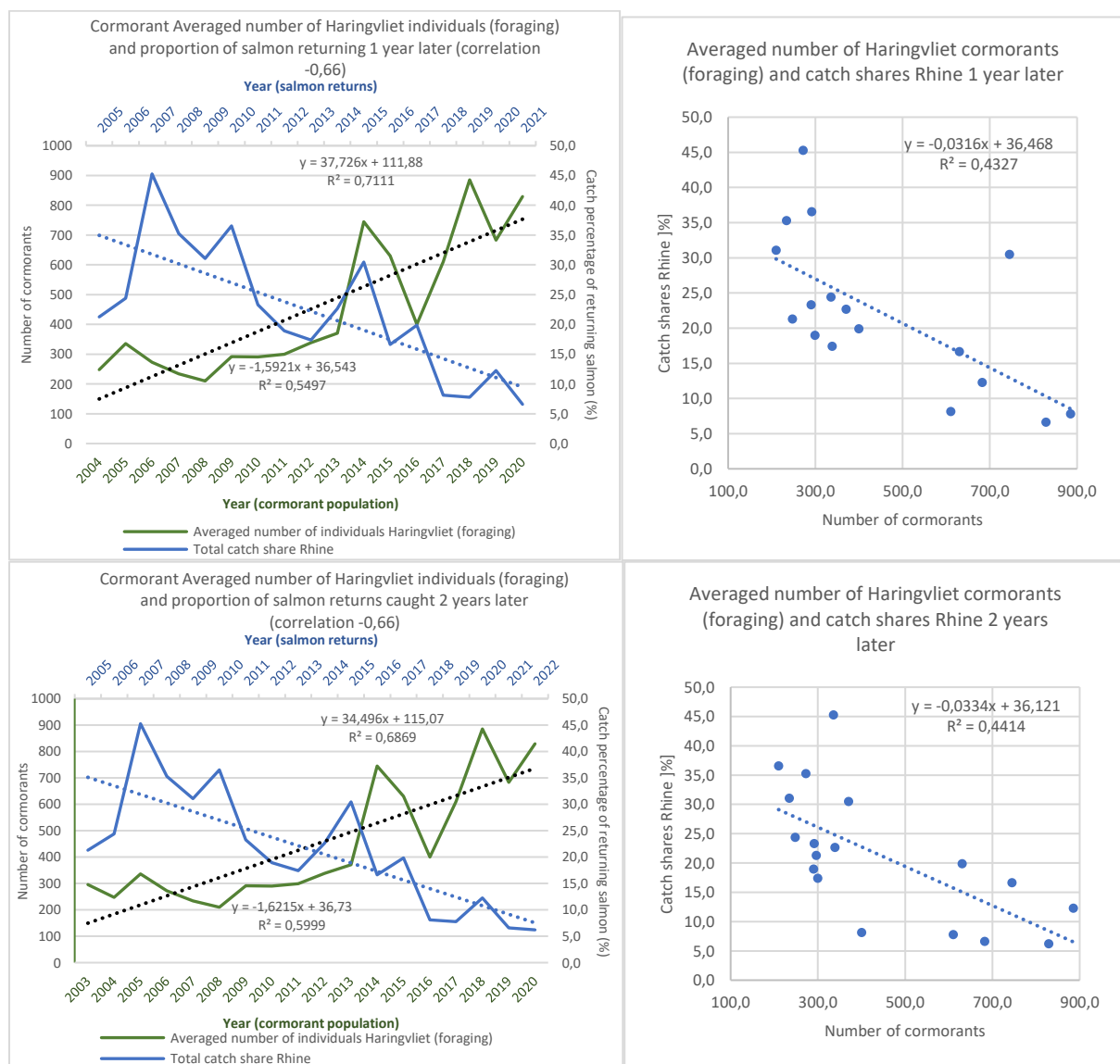
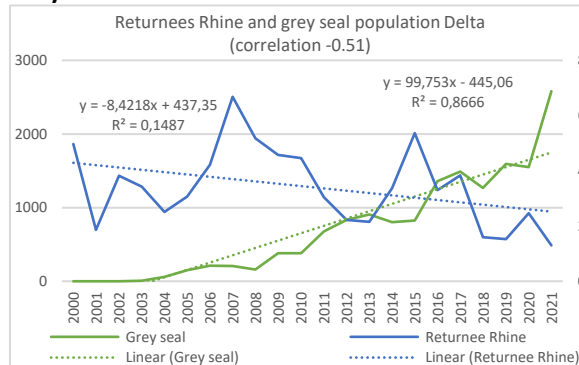


Fig. A26: Number of foraging cormorants in the Haringvliet and proportion of salmon returning to the Rhine, left: 1 year later ($p < 0.01^{**}$); right: 2 years later ($p < 0.01^{**}$)

10.4.2 Harbour seal and grey seal

Grey seal



Harbour seal & grey seal pooled

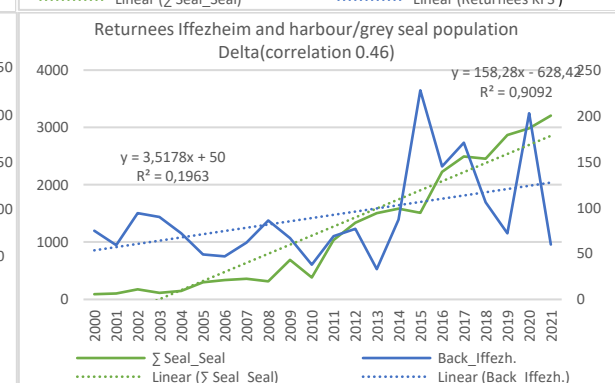
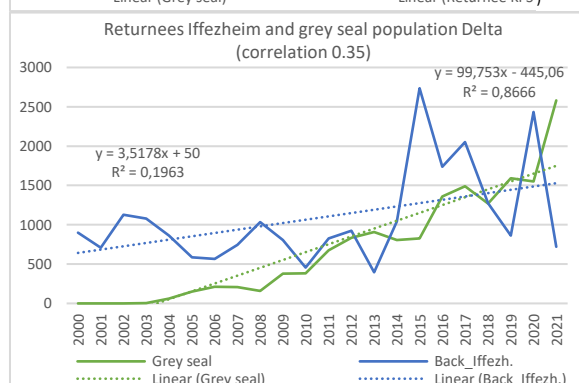
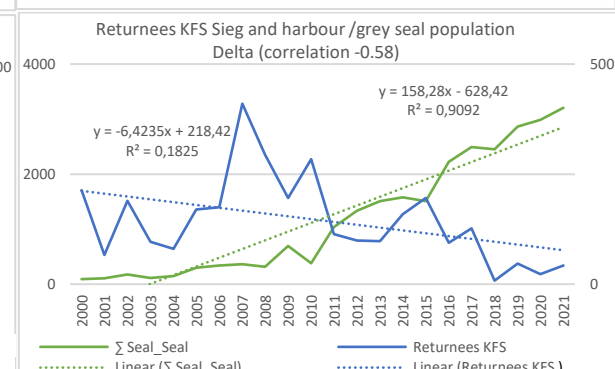
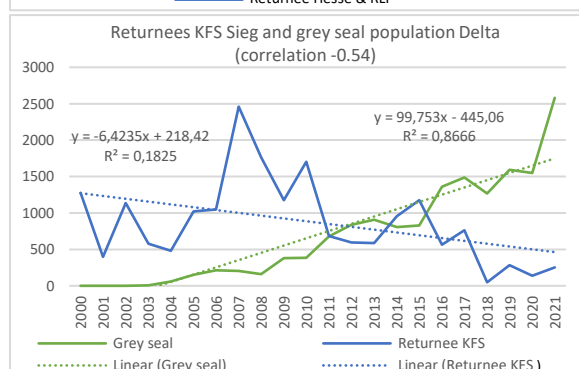
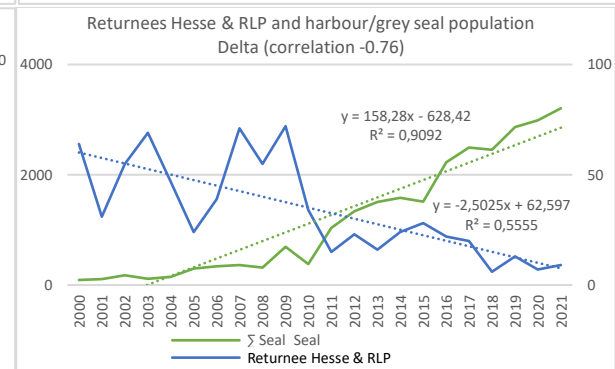
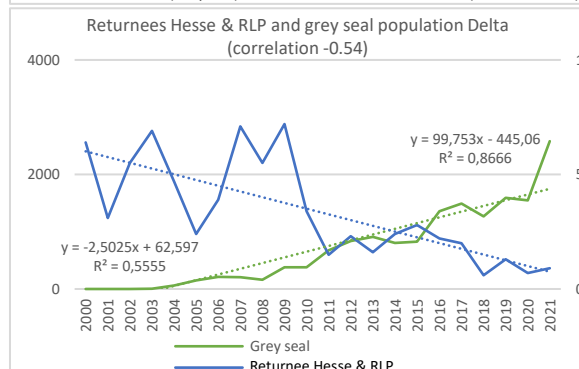
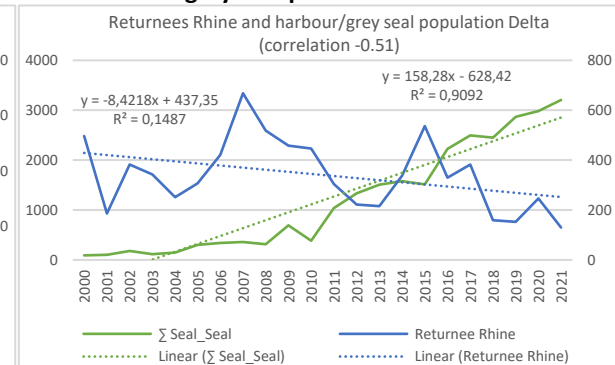


Fig. A27: Grey seal population (left) and pooled grey & harbour seal population (right) and (from top to bottom) recorded returnees to river Rhine, in Hesse & Rhineland-Palatinate, KFS Sieg and Iffezheim [y-axis 1: grey seal and grey seal/seal population; y-axis 2: salmon returnees; x-axis: years]

10.4.4 Harbour porpoise

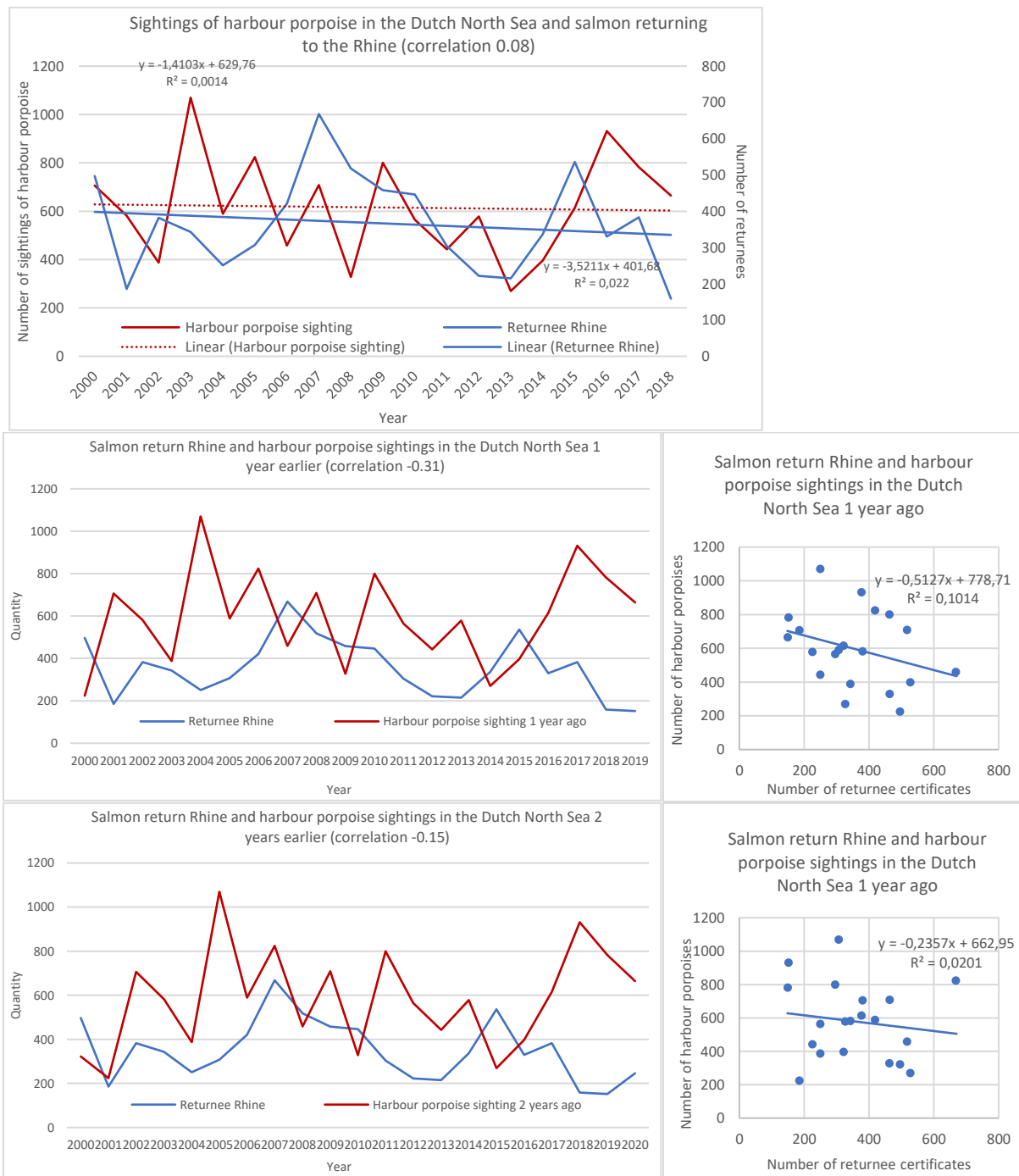


Fig. A28: Sightings of harbour porpoises in the Dutch North Sea and recorded salmon in the Rhine system
 $P = >0.1$ (n.s.)

10.5 Comparison with sea trout trends in the Rhine

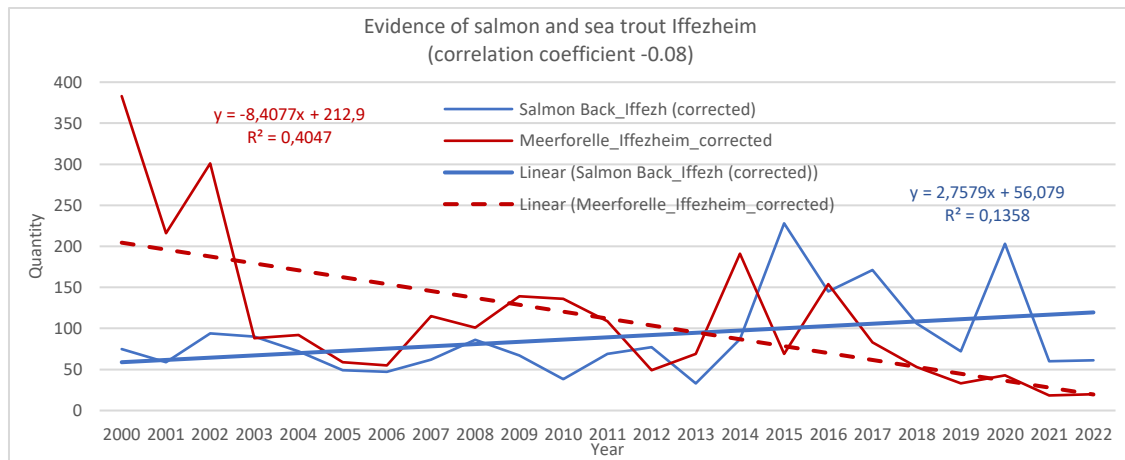


Fig. A29: Detections of salmon and sea trout at the Iffezheim monitoring station between 2000 and 2022.

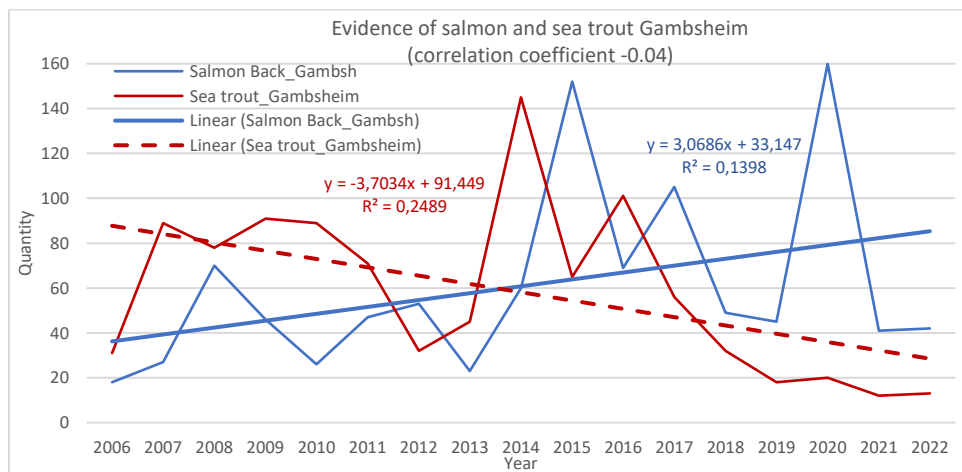


Fig. A30: Detections of salmon and sea trout at the Gamsbsh monitoring station between 2006 and 2022.

10.6 Comparison with trends in other rivers and regions

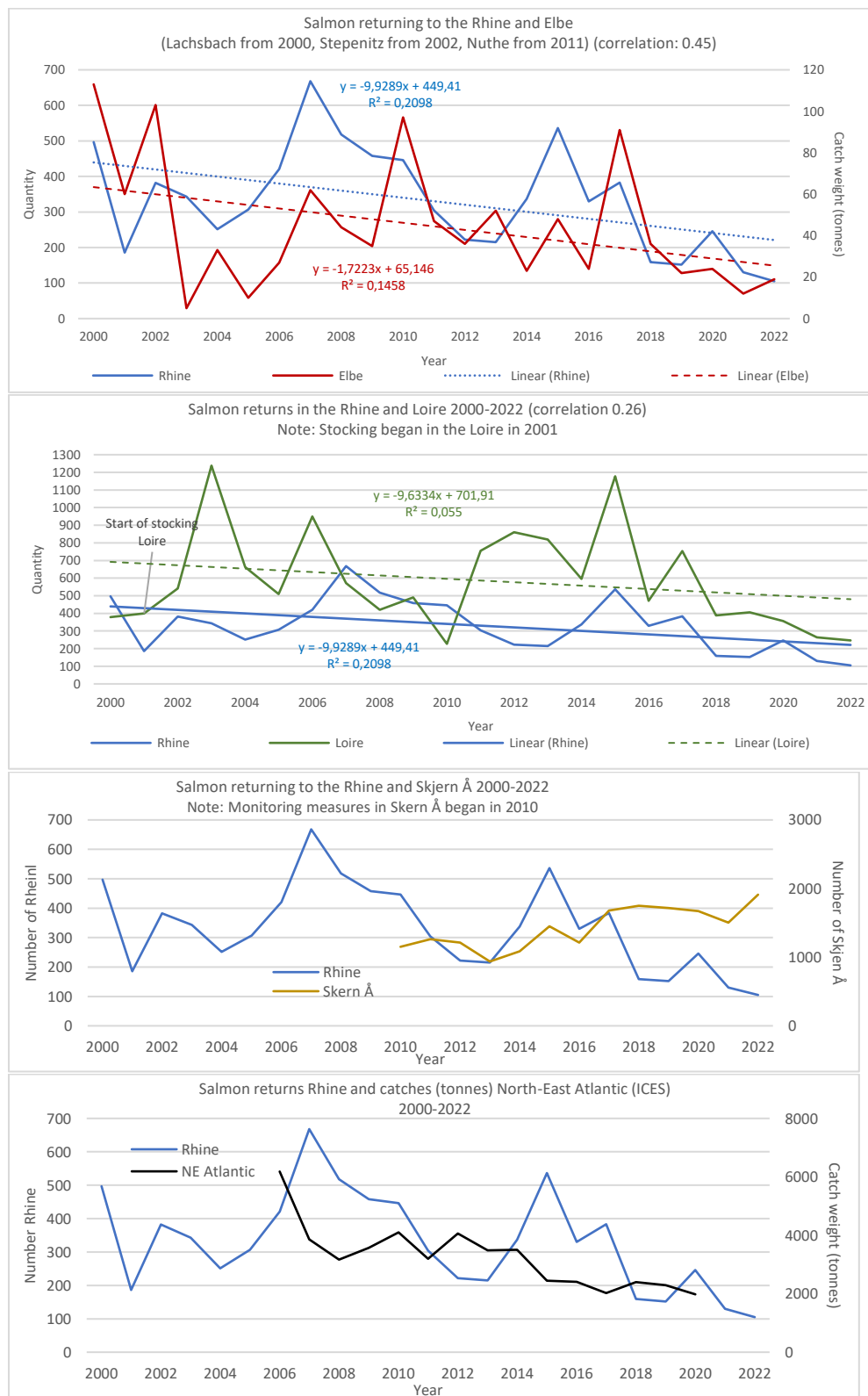


Fig. A31: Catches of salmon in the Rhine and other systems, from top to bottom: Elbe system, Loire (France), Skjern Å (Denmark), catches in the North-East Atlantic (ICES data). With the exception of Skjern Å, all data indicate a clear downward trend after 2017.

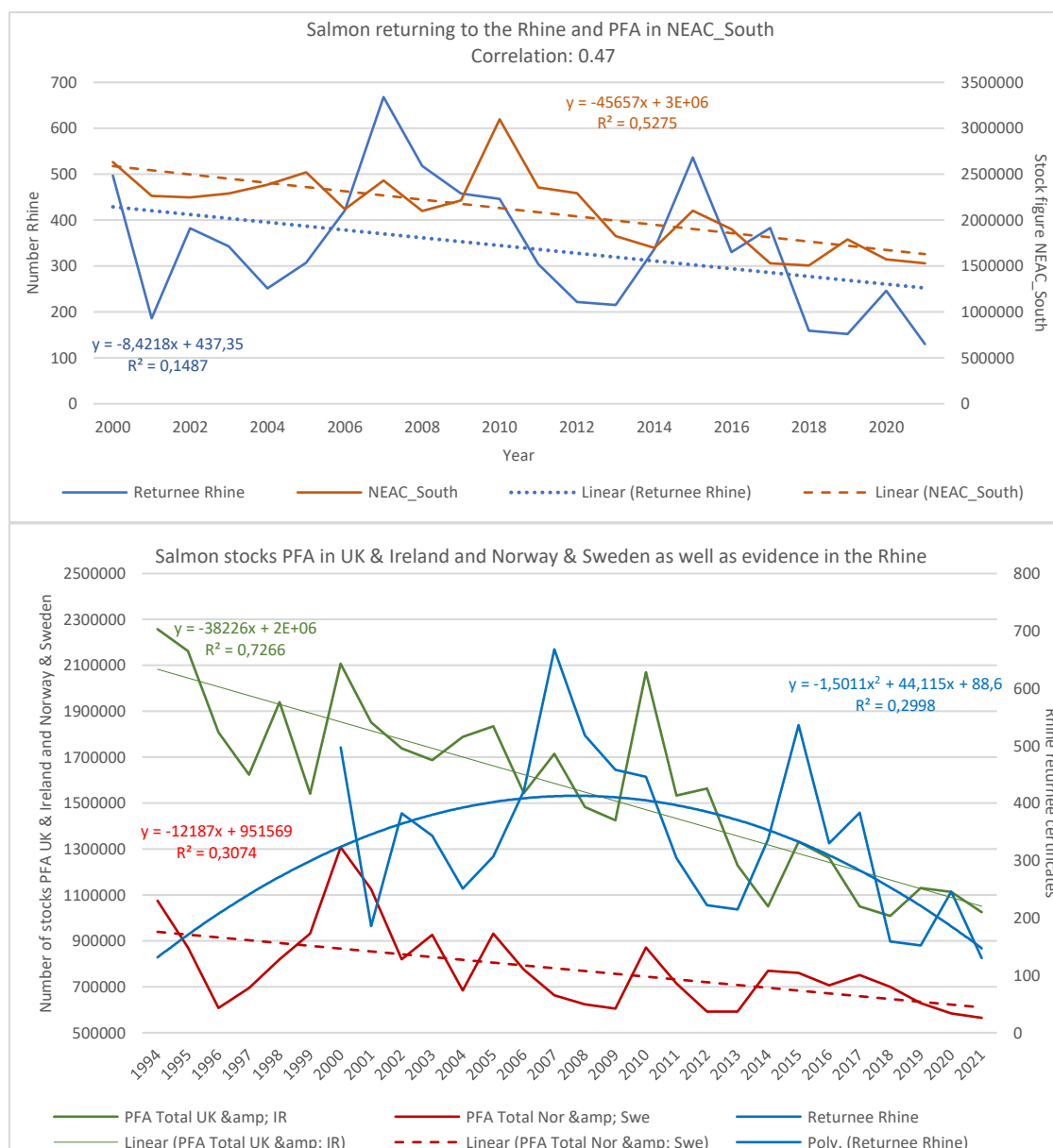


Fig. A32: Salmon detections in the Rhine system; top: *Pre-fishery Abundance* (PFA) in the NEAC South area (data from 2000); bottom: trends for the Norway & Sweden and UK & Ireland catchment areas (from 1994)

Appendix III - Supplementary multivariate statistics

Table A III 1: Details of the data sets used in the principal component analyses (CA = catchment area)

Variable (labelling of graphics)	Explanation
Spring runoff previous year	Average discharge of the river Rhine at the Andernach gauge in the months of April and May in the year prior to return (m^3/s).
Bird predation CA previous year	Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) data of the following data sets of the respective previous year: (1) Number of cormorant breeding pairs in the Netherlands, (2) Sum of cormorant breeding pairs in the regions Rhine/Sieg NRW, Upper Rhine Ba-Wü / Alsace, Lampertheimer Altrhein, Palatinate, Hesse (without Lampertheimer AR), breeding pairs Rhine area RL-P, (3) Cormorants Switzerland (salmon waters), (4) Goosander population Switzerland (salmon waters).
Bird predation CA 2 years ago	Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) data of the following data sets of the year two years ago: (1) Number of cormorant breeding pairs in the Netherlands, (2) Sum of cormorant breeding pairs in the regions Rhine/Sieg NRW, Upper Rhine Ba-Wü / Alsace, Lampertheimer Altrhein, Palatinate, Hesse (without Lampertheimer AR), breeding pairs Rhine area RL-P, (3) Cormorants Switzerland (salmon waters), (4) Goosander population Switzerland (salmon waters).
Cormorant Haringvliet previous year	Average number of cormorants observed foraging in the Haringvliet in the year prior to return.
Cormorant Haringvliet 2 years ago	Averaged number of cormorants observed foraging in the Haringvliet two years prior to return.
Cormorant Rhine/Sieg NRW previous year	Cormorant breeding population Rhine / Sieg NRW in the year prior to return.
Cormorant Rhine/Sieg NRW 2 years ago	Cormorant breeding population Rhine / Sieg NRW two years prior to return.
Cormorant RLP previous year	Cormorant breeding population in Rhineland-Palatinate in the year prior to return.
Cormorant RLP 2 years ago	Cormorant breeding population in Rhineland-Palatinate two years prior to return.
Seals (grey seal and harbour seal)	Unweighted mean of standardised (standard deviation units referring to the mean values of the years included in the analysis) sightings of grey seal and harbour seal in the Wadden Sea (1) and sightings of grey seal and harbour seal in the Rhine delta (2) in the year of return.
Autumn runoff	Average discharge of the river Rhine at the Andernach gauge in the months of June to November of the return year (m^3/s).

Table A III 1 (continued)

Variable (labelling of graphics)	Explanation
Autumn runoff Sieg	Average discharge of the river Sieg at the Betzdorf gauge in the months of June to November of the return year (m ³ /s).
Catfish	Number of catfish detected in the river Rhine in the year of return (maximum of the control stations Iffezheim and Gamsheim). This variable was square root transformed for distributional reasons.
Shipping traffic	Number of large vessels (> 3,000 tons) in the Dutch section of the river Rhine in the year of return.
Year	Year of the return migration.
Returnee	Number of salmon detected in the return migration year: - Entire river Rhine: all salmon reports in the Rhine catchment area (multiple counts possible) - Iffezheim, Moselle, Sieg: Catches at the control stations - Combination: Unweighted mean value of the standardised (standard deviation units related to the mean values of the years included in the analysis) salmon detections at the control stations in the year of return.
Catch ratio	Ratio of returnees number (total river Rhine, individual fishing stations or combination) in relation to the returnee forecast calculated from the stocking effort for the section.

a

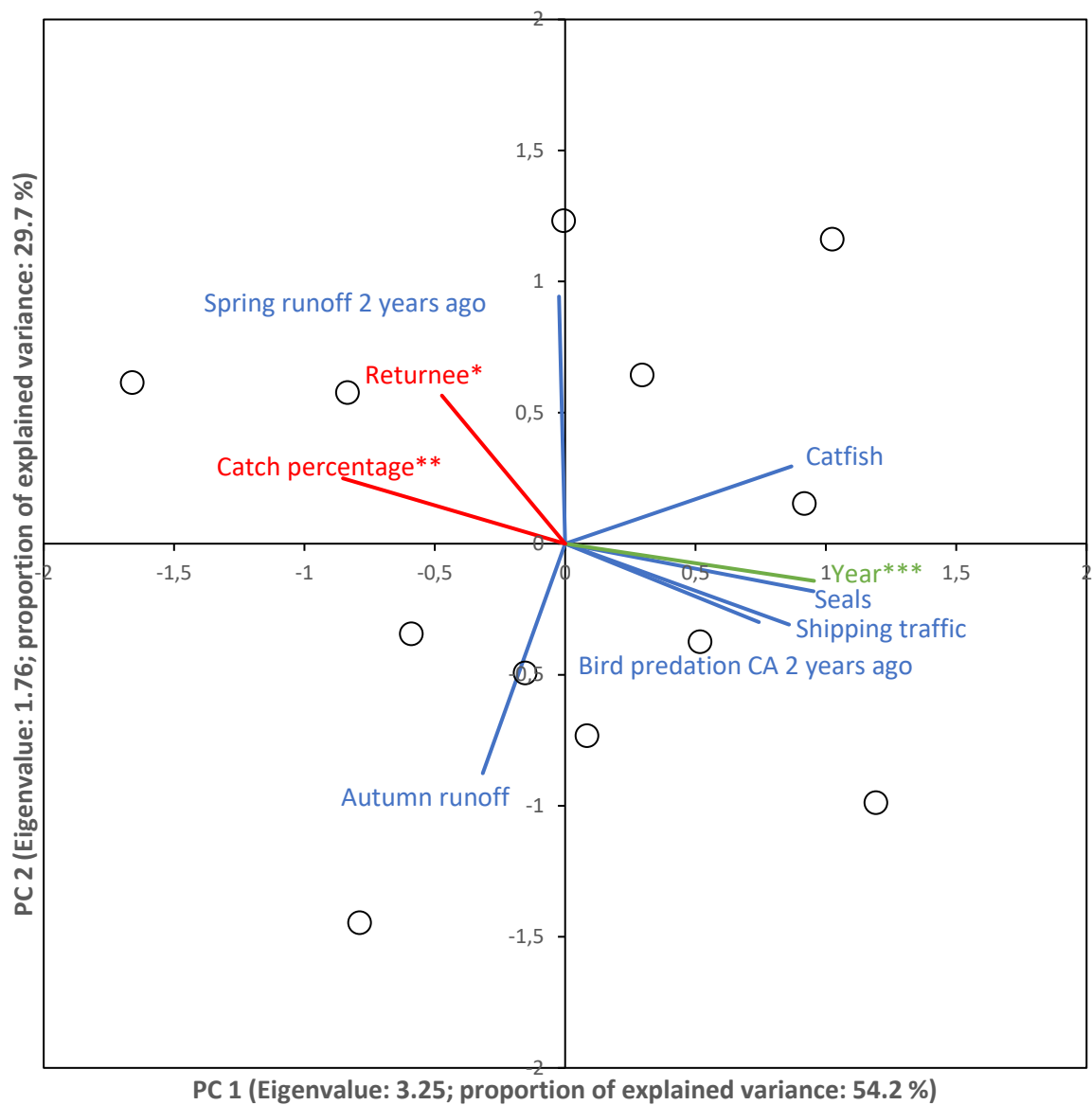


Fig. A III 1: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with bird predation in the entire catchment area (CA) and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

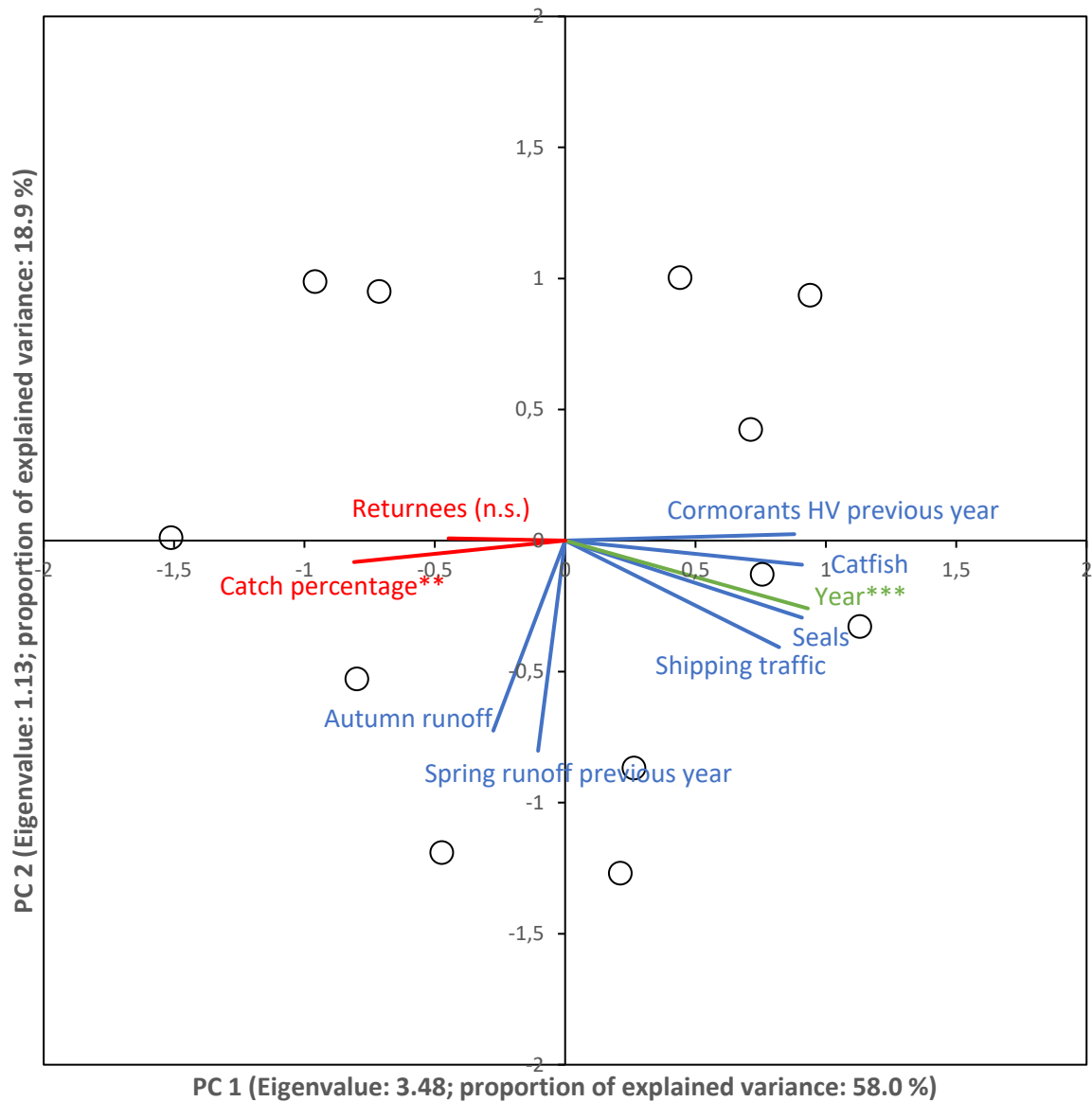


Fig. A III 2: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and one-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

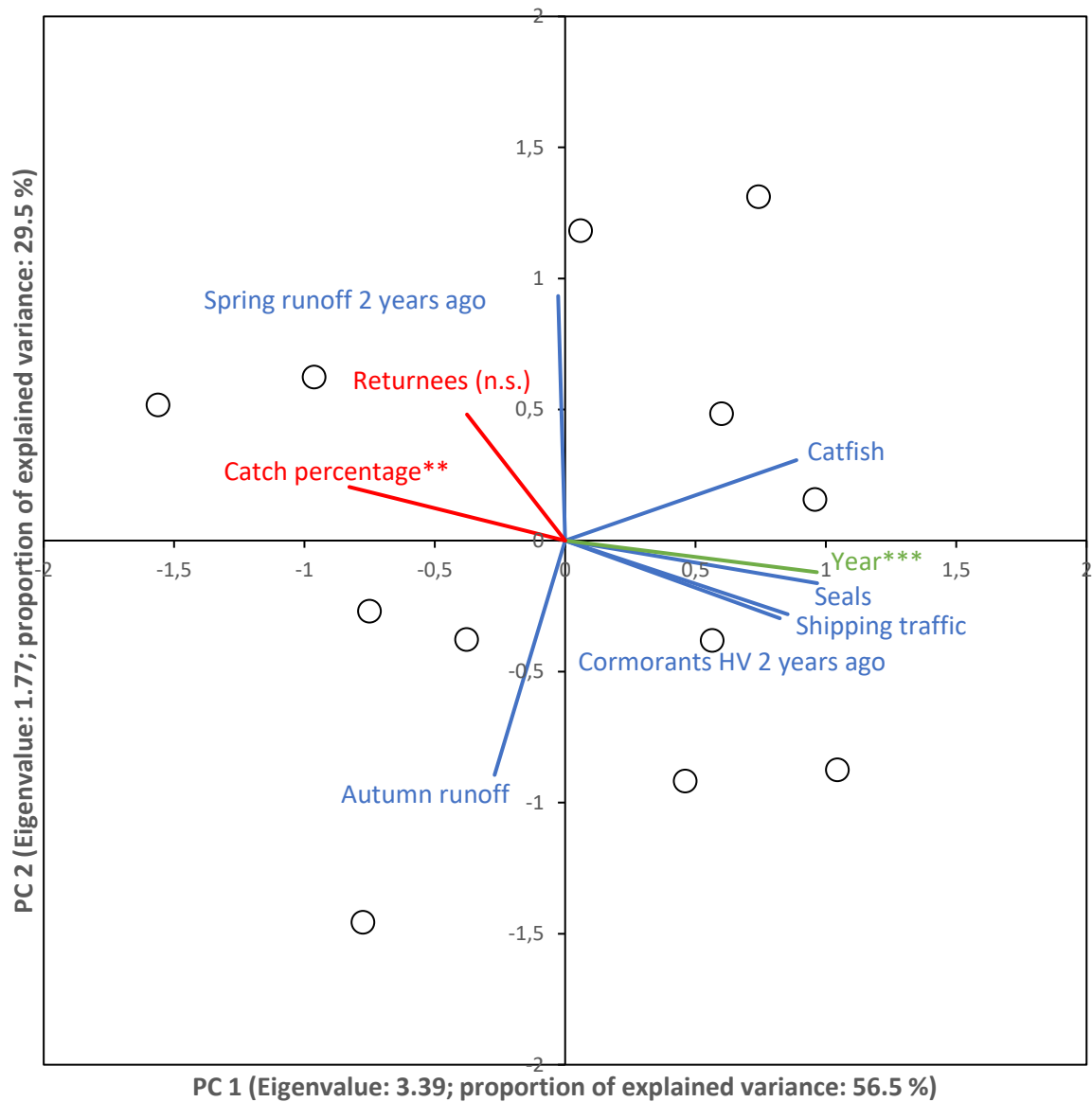


Fig. A III 3: Principal component analysis for the entire river Rhine (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and two-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

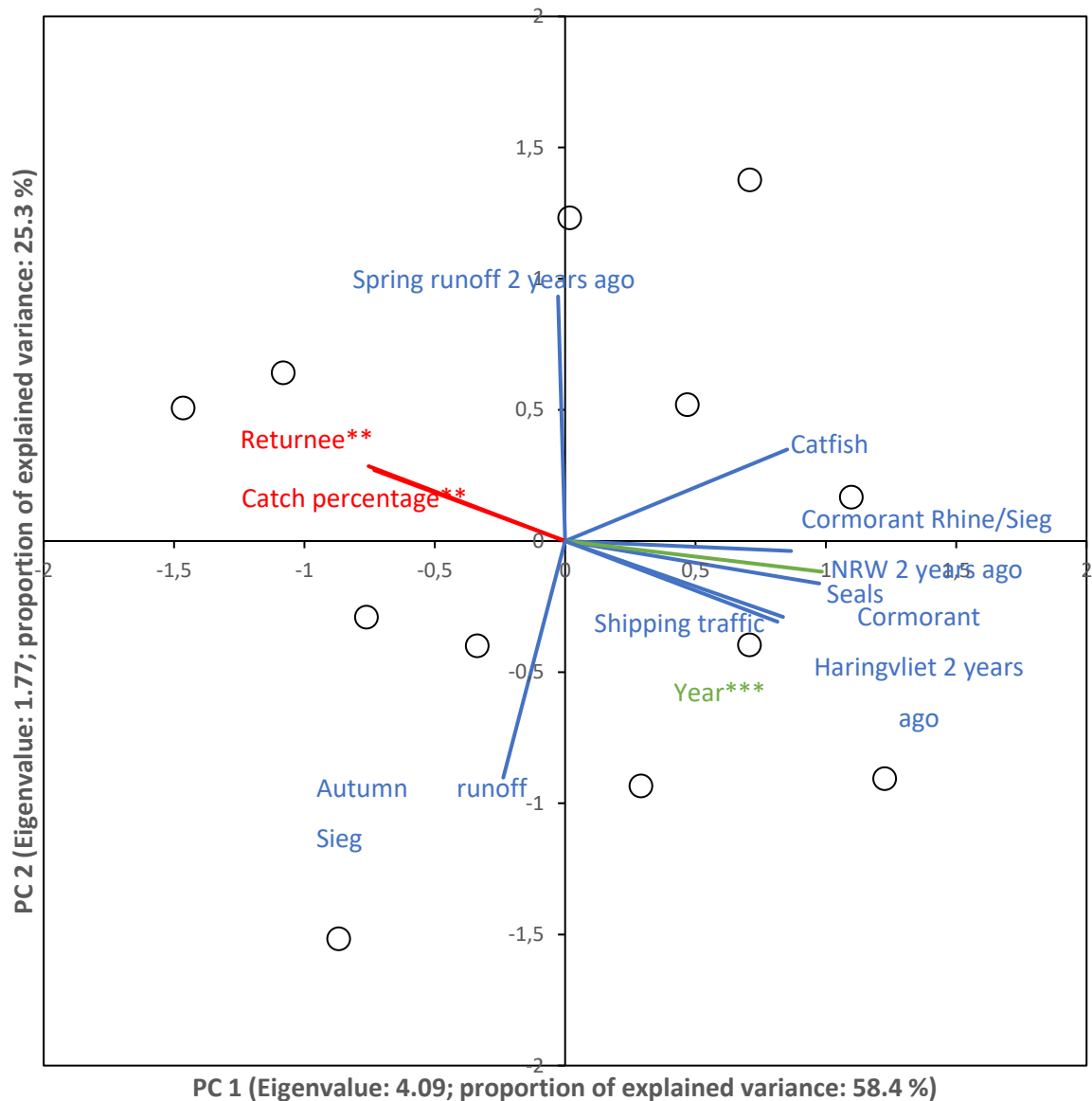


Fig. A III 4: Principal component analysis for the river Sieg control station (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and the CA of the Sieg as well as and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

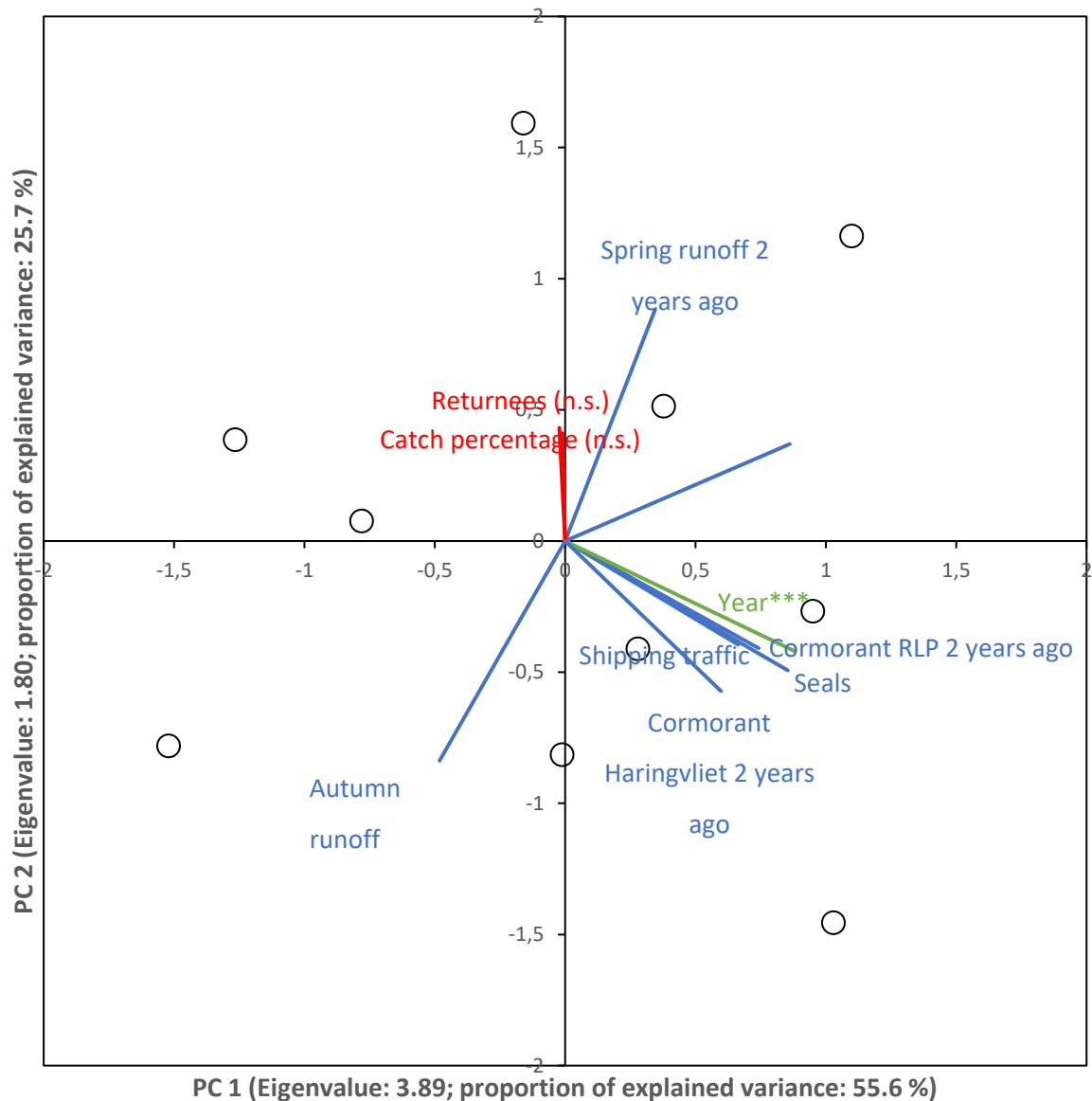


Fig. A III 5: Principal component analysis for the river Moselle control station (salmon returns 2012-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and the CA of the Moselle and two-year phase shift in variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10 = \text{n.s.}$, $p > 0.05 = (*)$, $p < 0.05 = *$, $p < 0.01 = **$, $p < 0.001 = ***$.

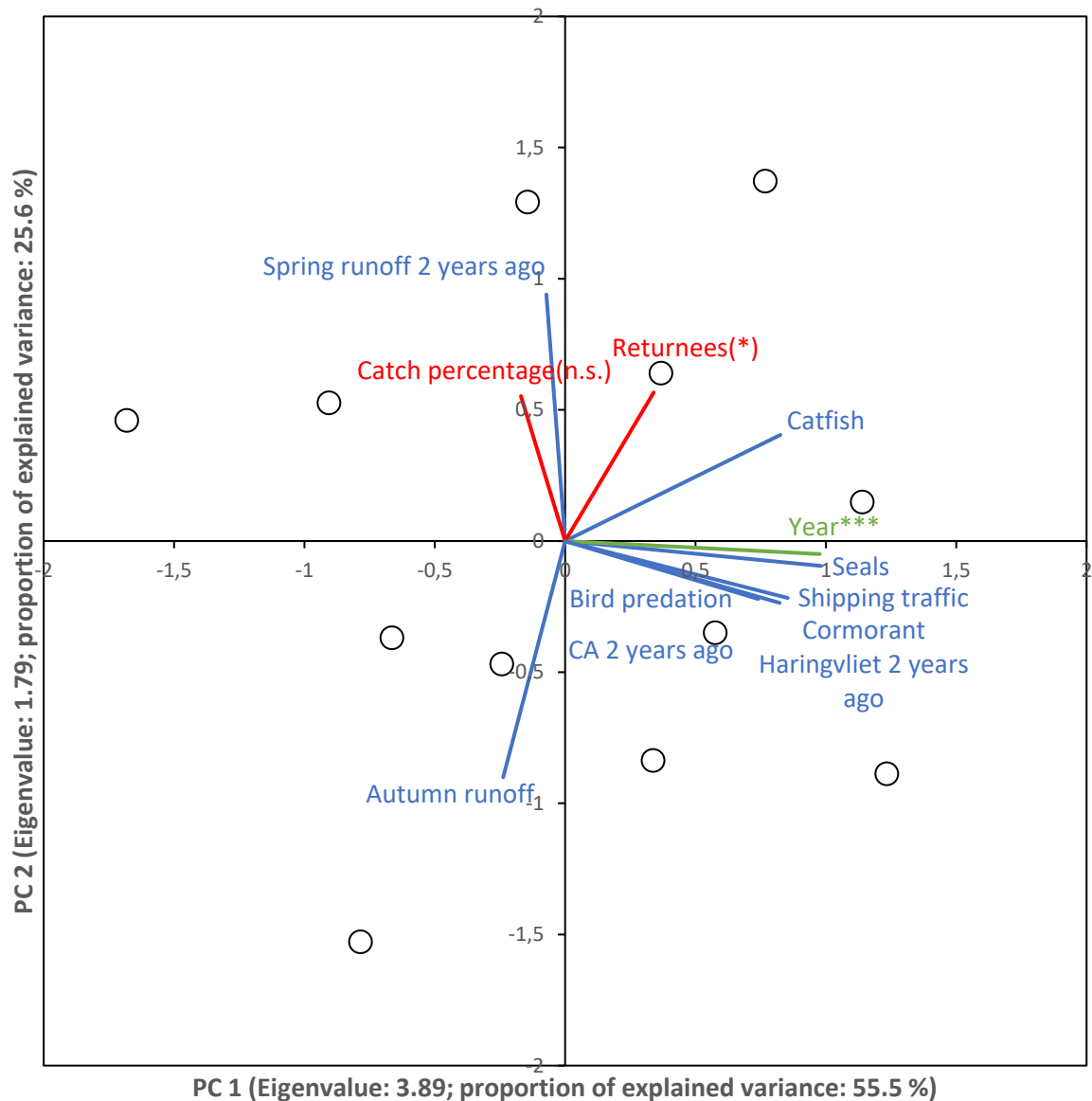


Fig. A III 6: Principal component analysis for the Iffezheim control station (salmon returns 2010-21). Model with cormorant data from the Haringvliet (HV) and from the entire Rhine catchment as well as two-year phase shift for variables with assumed influence on migrating smolts (see text for details). Significance levels: $p > 0.10$ = n.s., $p > 0.05$ = (*), $p < 0.05$ = *, $p < 0.01$ = **, $p < 0.001$ = ***.

ANNEX IV Summary and proposed measures

Summary

The number of salmon returning to the Rhine has been declining sharply since 2014/2015 (decline in return rates and reproduction) despite continued high stocking efforts and extensive natural reproduction in the meantime. Other anadromous species such as sea trout, allis shad and sea lamprey are also affected by the decline. This study aims to clarify which stressors exist for anadromous species (with localisation if possible) and whether their impact has increased over time. Realistic recommendations for measures are to be derived from the results.

The predators cormorant and (locally) goosander were identified as effective biotic stressors in the **nursery waters**; their populations have increased considerably since 2000. Presumably, abiotic stressors such as low discharge and temperature also have a negative effect. However, the effect sizes cannot be categorised on the basis of the available data.

The percentage of salmon smolts returning to the spawning grounds as adults after migration is estimated at 0.5 %-0.6 %, far below the approx. 3 % required to maintain a self-sustaining population. Many individuals disappear during their migration, with the highest percentage of smolts disappearing in the German tributaries (44 %) and in the Dutch Rhine (71 %), while the percentage of adults disappearing is highest in both the Dutch (74 %) and German (78 %) Rhine. As the return rates of salmon show a close positive correlation with the spring discharge in the year of smolt emigration and a positive correlation with the autumn discharge of the spawning waters, it is very likely that survival is dependent on **discharge** and possibly turbidity during migration. This leads to the hypothesis that increased mortality occurs at low flows. Parameters that can explain this are predation (inland) and ship propeller collision.

Between 2000 and 2022, spring discharges in the Rhine and its tributaries decreased on average, which is likely to have increased the effects of biotic stressors (cormorants) and abiotic stressors (in particular shipping traffic, hydropower); due to a lack of corresponding data, the effects cannot be quantified. Low discharges and temperature increases have also affected the conditions for ascent, reproduction and growth in the tributaries.

During **smolt migration**, salmon are demonstrably decimated by cormorants according to several tagging experiments along the entire migration route (including tributaries). Other potential predators of smolts include goosander, asp, pikeperch and (on the coast) harbour seal, grey seal and sea bass (no data). In terms of abiotic factors, the focus is on turbine mortality. Quantification and differentiation of smolt losses in the Rhine and on the coast is currently not possible due to the weak data basis (need for investigation: very high; management measures: urgent).

On the coast, the populations of the predators harbour seal and grey seal, which are relevant for **returnees**, have experienced very strong population increases. Qualitative data (injuries to salmon returnees) indicate predation pressure. International studies show potentially significant negative effects on salmon stocks from predation by harbour and grey seals (smolts and adults). Catfish were identified as another top predator. In the Rhine system (as in the Garonne and the Loire, among others), the catfish population has increased considerably; at the same time, the population of large and very large individuals has increased. Adult catfish (> approx. 150 cm) now even visit fish passes in search of food and, according to documentation at the Iffezheim fish pass, are responsible for a

considerable loss of returning fish. In 2022-2024, 11,1-23,4 % ($\emptyset$ 19,8%) of the returning salmon showed clear bite marks from catfish, while more than half of the other salmon had undetermined injuries such as abrasions etc., which they had presumably sustained during escape attempts (collision with parts of the fishway?). Catfish predation was investigated in more detail at the Golfech fishway (Garonne, France) in the period 1993-2016. The predation rate in the fishway was 35% in 2016, with a total of 82% of salmon returning to the river being attacked. In addition to salmon, catfish in the Garonne also specialised on allis shad and sea lamprey, which contributed to dramatic stock losses. No systematic surveys have yet been carried out in the Rhine (need for investigation: very high; management measures: urgent). Among the abiotic stressors, the mortality risk due to propeller collisions is coming into focus. Within the Rhine fleet, the number of large container ships (> 3,000 tonnes) posing a particular risk has increased significantly in recent years. Photo documentation (Rhine) and a comparison with international studies (USA) show lethal collisions in various fish species (including salmon) for the Rhine, which cannot be quantified in more detail and which apparently occur more frequently at low discharges. An unquantifiable number of salmon returnees are also injured by swimming into turbine areas from the tailrace. Systematic studies on this are lacking (need for investigation: high).

In addition to the listed stressor developments in the Rhine system, the decline in salmon stocks is also linked to increased **marine mortality**, which is held responsible for a decline in a large number of salmon populations in the North Atlantic and is the subject of current studies. The marine mortality rate for the Rhine populations is probably between 29-41%. Fishing pressure in the sea has presumably decreased significantly. However, no usable data are available on illegal activities in the sea and on the fishing/poaching factor in the Rhine (including the coast) (need for investigation: high).

Weighting the effects of the identified stressors over the entire life cycle of the salmon is subject to considerable uncertainty due to the current lack of data. The effect of various stressors, for which there is a correlation with the discharge or possible behavioural adaptations of the predators, varies between individual years. Almost all stressors correlate negatively (shipping traffic, cormorant, goosander, catfish, harbour seal, grey seal; climate change and marine mortality) with the declining stock development of salmon in the Rhine. This was also confirmed in the multivariate data analysis. However, the correlation structure of the stressors also showed close positive correlations with each other, and all identified potential stressors increased in the same direction over time. The contribution of the individual stressors to the decline of salmon can therefore not be extracted from this, especially as none of the data sets used directly depicted the effective processes of the stressors. However, proof of an actual causal relationship can only be provided by means of specific and standardised, internationally coordinated studies. Corresponding research proposals are listed in this study. In view of the dramatic population declines, immediate management measures are also recommended despite limited evidence. In addition to comprehensive habitat measures, management of the listed predators and combating illegal fishing, these also include the systematic dismantling of small hydropower plants and transverse structures. Comprehensive measures are also required to increase the resilience of watercourses (incl. reduction of heat input and damming, promotion of shading, renaturalisation).

Using an expert assessment based on literature studies, data analyses and photographic evidence, a *preliminary* ranking of the most effective stressors and their potential development was drawn up.

The stressors "marine mortality" and "low discharges" are followed by the stressors "catfish predation", "continuity", "cormorant predation", "hydropower", "shipping traffic", "habitat degradation", "other predation" and "fisheries (inland and coastal)" as well as other subordinate stressors.

The results of this and other studies indicate that the reintroduction of salmon into the Rhine system can only lead to a self-sustaining population if more ecological restoration and management measures are implemented than in the past. All relevant anthropogenic stressors that have a negative impact on population development must be combated. The respective effect sizes must be determined urgently for prioritisation.

12. Proposals for measures

Preliminary remark

The assessments of the effectiveness and implementation timeframe of measures (in percentages) can only be formulated as a preliminary subjective expert judgement due to the insufficient data available. The spatial priorities can be found in Table 11.

12.1 Thermal pollution and runoff - resilience of water bodies under climate change

Relevance: all life stages

The recent past (1991-2020) and in particular the period after 2010 is characterised by many years of drought compared to the reference period (1981-2010). Water stress is exacerbated in summer and autumn (e.g. BUTH *et al.*, 2015; GROSSER & SCHMALZ, 2023). The published scenarios emphasise the need for regional adaptation strategies.

Measures

1. The identification and protection of thermal refugia is an important management strategy to mitigate the effects of rising water temperatures in salmon rivers. While the long-term effects of these refugia on individual fitness and population productivity remain to be assessed, their benefits for behavioural thermoregulation have been demonstrated in Atlantic salmon of all life stages. It is therefore imperative to identify, protect and, if necessary, restore important thermal refugia in warming salmon rivers (ST-HILAIRE *et al.* 2023). Such refugia can be groundwater-fed scours, (connected) gravel extraction waters and oxbow lakes (e.g. Lautermuschel in the Southern Palatinate, cf. SCHNEIDER & SEUFERT, 2022) as well as estuaries of cool tributaries (Rhithral). The accessibility of refugia must also be ensured by means of habitat connectivity (AQUAPLUS, 2021).
2. Shading the tributaries is a key element in reducing the heat load in the spawning and nursery waters and in the sections of watercourse into which they flow (AQUAPLUS, 2021). Shading with suitable tree species (black alder, ash, various willow species) leads to a weakening of the temperature increase and the daily temperature fluctuations. The temperature difference between shaded and unshaded river stretches is stated in various studies to be between 2°C and 6°C (WEIHS *et al.*, 2015; FREIBERGER & WINDISCH, 2020; MENDE & SIEBER, 2022). As climate change in the Rhine catchment area is likely to increase warming and drought in the summer months, which implies a direct impact on the habitat quality of salmon and sea trout, appropriate shading programmes should be launched or intensified in a timely manner (coupled with measures to implement the EU WFD). Further measures include the improvement of structures in the channel, the connection of side waters (connectivity) and the prevention of water abstraction (AQUAPLUS, 2021). It should be emphasised that a reduction in the temperature increase in the tributaries would have a direct impact on the temperature regime of the Rhine and its larger tributaries.
- 3) Another key element in reducing thermal pollution (which is increasing due to climate change) is the identification and mitigation of discharge sources and pathways. These include industrial and municipal discharges as well as cooling water recirculation and rainwater from sealed surfaces (e.g. roads). Other sources of heat input include the numerous backwater areas above transverse structures (with and without hydropower plants). These can only be mitigated by systematically dismantling the transverse structures, focussing on unnecessary or uneconomical structures in the trout and grayling regions (cf. 12.2.3). It is also necessary to examine the extent to which the bank-side boulder embankments and transverse groynes in waterways and in larger, less shaded tributaries

represent a source of input ("immersion heater function") with a high heat storage capacity (heat release even at night) in the case of frequent flushing due to bow waves during ship passages. Here, the removal of bank protection can reduce heat input, especially on inside slopes.

- Assessment of feasibility: high
- Assessment of effectiveness: up to 10% of migrating fish (salmon, sea trout)?
- Estimated implementation timeframe: 5 - 10 years

12.2 Hydropower and continuity

Fish guidance (relevance: smolts)

According to the current state of the art, mechanical barriers (horizontal inclined rakes) in combination with a bypass solution for diverting fish around the turbine are an efficient structural solution for small and medium-sized power plants (e.g. guide rake bypass system according to EBEL, GLUCH & KEHL (2015)). Positive experiences with electrified guide rakes have also been reported in the recent past - an innovation of a hybrid fish protection and fish guidance system presented as "FishProtector" could represent a solution for medium-sized and large hydropower plants in the form of an electric cable rake (see AUFLEGER, 2019; HAUG *et al.*, 2022). It is recommended that the electric cable rake system with salmon smolts be tested at at least two hydropower sites representative of Switzerland (Aare and Rhine). The discharge rate into bypasses can be further increased using dip bars.

It should also be checked whether electrification of the inclined horizontal rake in the guide rake bypass system according to EBEL, GLUCH & KEHL (2015)

- is technically realisable
- can increase the rate of conduction and rejection (also in salmonids)
- allows larger bar spacing if necessary.

Supplementing the guiding effect with fish protection or fish guidance systems, which act purely as behavioural barriers, should be tested at representative sites.

Large hydropower plants (approx. > 60 m³ /s flow rate) cannot be raked by fine rakes for technical reasons (stability, cleaning). A timely replacement of the conventional turbines with more "fish-friendly" turbines is recommended here. The following suppliers are available for this purpose: According to the manufacturer, the patented designs of the FishSafe™ RHT from Natel are characterised by particularly thick, forward-facing impeller blades, which make fish protection rakes unnecessary, increase the overall efficiency of the system and are intended to reduce installation costs as well as operating and maintenance costs. According to the manufacturer, the maximum hydraulic efficiency is >90 % and 98-100 %; all species in all life stages survive the passage (see: AMARAL *et al.*, 2020; WATSON *et al.*, 2022, 2023). The company FISHFLOW INNOVATIONS (NL) also already has more "fish-friendly" turbine types, but these are not yet in use (FISHFLOW INNOVATIONS, written communication).

Fish passes (relevance: returnees)

Recommendation: The construction of fish passes should be consistently pursued wherever it is not possible to dismantle the migration obstacle in the near future. Priority should be given to

- the barrages on the Upper Rhine, possibly including the Grand Canal d'Alsace, if no satisfactory solution is possible at the Vogelgrün site
- the barrages on the Moselle to the confluence with the Sauer

- the weirs in the Aare system (Switzerland)
- the weirs on the Main to the confluence with the Wilde Rodach (Franconia)

For other bodies of water, see "Small hydropower plants" below

- Assessment of feasibility: high to very high (depending on locations)
- Assessment of effectiveness: up to 95% of migrating salmon, depending on location
- Estimated timeframe for implementation: 20 years

Special case of cultural weir and hydropower plant Breisach

Eight years ago, the ICPR project group ORS considered it urgent to improve the accessibility of the fish pass at the Breisach power plant, which went into operation in 2007, in the Rhine management plan. Specifically, the issue is that the entrance to the fish ladder is not located at the end of the main currents but hidden in the current shadow of the turbine outlet behind a sheet pile wall. In the immediate vicinity, a drainage ditch fed by pressurised water from the dammed Rhine, which is connected to an old Rhine channel fed by groundwater between the Rhine side channel and the rest of the Rhine, also discharges at high flow velocity. A misrouting can also occur here, as fish willing to ascend may follow this second current and reach the dead end of the pressurised ditch. This means that the migration corridor at the Breisach cultural weir, which is essential for the Old/Rest Rhine and the Swiss project rivers, may not be sufficiently detectable and passable at present.

Recommendation: The Rheinkolleg e.V. suggests opening the sheet pile wall in the course of the next maintenance (BAUMGÄRTEL, written communication), which (also from the point of view of the authors of this study) should be urgently examined and implemented. Whether there is a dead-end effect due to the inflow of the pressurised water trench should be checked. If necessary, remedial measures should be provided.

Small hydropower plants (relevance: smolts and returnees)

The results of the Unkelmühle pilot study on smolts in the River Sieg (ØKLAND *et al.*, 2016) impressively demonstrate the limits of technical optimisation on smaller hydropower plants. The hydropower turbine has an output of just 420 kW. This example raises the fundamental question of whether hydropower plants with such negligible significance for energy generation should be maintained in salmon priority waters (salmon reintroduction waters).

The ICPR (2004b) already pointed out the problems of operating hydropower plants in salmon project waters 10 years ago.

"The current number of hydropower plants in the Rhine tributaries poses a real and immediate threat to migratory fish populations. It is absolutely essential to demonstrably limit the overall mortality in these waters to an acceptable level for the individual fish populations.

As long as this acceptable level has not been reached, the following direction is given:

- 1) Reluctance to install additional (small) hydropower plants*
- 2) Installation of technical protective equipment and descent aids on the existing hydropower plants*

- 3) Inclusion of the decommissioning of particularly harmful hydropower plants."*

In its document, the ICPR also calls for a "review of the ecological compatibility of planned or existing hydropower plants, taking into account the entire water system. "All too often, the authorisation of small power plants in smaller watercourses is a matter of individual decisions without consideration of the overall situation in the water system." (from ICPR, 2004b)

Recommendation:

Intact salmon populations are absolutely dependent on barrier-free migration corridors and unimpaired watercourse structures. The construction of fish migration aids (ascent and descent) can *in no way* compensate for the deficits caused by transverse structures in terms of migration corridor and habitat quality (backwater, warming). In the most important salmon reintroduction rivers in

terms of prospects of success, hydropower production should therefore be systematically abandoned in order to sustainably promote migratory fish populations, and migration barriers should be removed as far as possible. These include the rivers Sieg (incl. tributaries in the grayling region), Saynbach, Ahr, Schwarzbach (Main system), tributaries of the Ill (grayling regions) and Kinzig (Baden-Württemberg) (incl. tributaries in the grayling region) as well as watercourses in Switzerland (especially the Birs, where small hydropower plants are being built or renovated).

- Assessment of feasibility: high to very high (depending on locations)
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on location
- Estimated implementation timeframe: 20-30 years (Schwarzbach, Saynbach: < 5 years)

Swimming into turbines from the tailrace (*Tailrace mortality*) (Relevance: Returnees)

According to FERC (1995), at flow velocities of more than 6.1 m/s, it is not possible for salmon to reach the impeller. This makes effective fish protection for migrating fish necessary at all small and medium-sized facilities (salmon project setting). In this respect, it is particularly important that fish passes are easy to locate. Accordingly, barriers in the tailwater, such as rakes or electric fields (e.g. TRAPS, 2019), fish deterrents or similar, should be used at all power plant sites where the outflow velocity in the suction hose does not exceed 6 m/s in order to prevent migrating fish from swimming into suction hoses and to divert them away from undesirable passage routes or into fish passes. Corresponding technical solutions have been available for three decades. The need for individual proof of the damage potential of individual plants should be dispensed with because the available literature research and repeated individual evidence from the Rhine-Meuse system already provide sufficient knowledge of the problem. This is likely to affect almost all hydropower plants in the Rhine-Meuse system (salmon project setting) with the exception of the large power plants on the Upper Rhine (Iffezheim to Kembs).

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: depending on location, up to 20% of upstream migrants (salmon, sea trout); entire Rhine: < 5%
- Estimated timeframe for implementation: 5 years

12.3 Propeller damage caused by ships

(Relevance: primarily returnees)

Changing the design of the navigation channel can significantly reduce the probability of collision and mortality of migratory fish (SPIERTS, 2016). For example, the water depth in some river sections is very shallow, especially during longer dry periods. Deep pools in waterways are often filled in by the water and shipping authorities. Corresponding improvements are already possible in the short term through modified, ecologically adapted management such as the creation or maintenance of deep pools. In the long term, the fleet should be adapted to the conditions in the Rhine by means of smaller vessels with less draught. Deepening the Rhine would have no advantages because the effect would be lost again through the subsequent use of even larger ships.

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on outflows
- Estimated implementation timeframe: 3 years (fleet: 30 years)

With regard to the development of "fish-friendly propellers", a market-ready development is reportedly available (FISHFLOW INNOVATIONS, written communication, 2023). FISHFLOW INNOVATIONS hopes to install a propeller on a ship in 2024, which will then be tested for fish damage in a practical test.

- Assessment of feasibility: currently unknown

12.4 Predators

(Relevance: all stages, primarily smolts and returnees)

Predation is thought to play a key role in the negative population trends of salmon (and presumably other migratory fish). The growing body of documentation on the effects of predation must be urgently taken into account in efforts to restore or improve declining salmon and sea trout populations.

General recommendations

- Removal of obstacles to migration, removal of dams including abandonment of electricity production by small hydropower plants (cf. 13.2) in important salmon waters.
- The smolts migrating via the fish pass at the Märkt/Kembs dotation hydropower plant are not guided directly into the Old Rhine that begins there, but into the so-called "Petit Rhin", which has a still-water area of many hectares and only then flows into the Rhine. In this lake-like widening, there is a risk of significant smolt losses due to predatory fish and piscivorous birds. By changing the direction at the end of the descent facility, which could be done with little effort, the fish arriving there could be led directly into the Old Rhine.
- Assessment of feasibility: high in the medium term
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon), depending on outflows
- Estimated implementation timeframe: Dismantling of hydropower plants: 10 years; "Petit Rhin": 1 year

Recommendation for cormorant and goosander management (relevance: AK 0+ - 2+; smolts)

- Lethal deterrence in salmon nursery waters; assessment of feasibility: high
- Scaring in front of and behind the slit openings in the Haringvliet within a radius of 500 m; assessment of feasibility: high
- Discouragement in dam areas and in front of fish ladders; assessment of feasibility: very high

Recommendation catfish management (relevance: returnees, locally also smolts)

- Keeping fish passes free of catfish (removal); it should be borne in mind that catfish are nocturnal and sometimes only visit fish passes at night. Assessment of feasibility: very high
- Targeted fishing for catfish below hydropower stations (removal): Assessment of feasibility: very high
- Abolish fishing restrictions (Netherlands); assessment of feasibility: very high
- Enforce removal obligation for angling and commercial fishing catches or promote removal through incentives; assessment of feasibility: high

Seal/ grey seal management recommendation (relevance: smolts and returnees)

Lethal deterrence of marine mammals is excluded for reasons of species conservation.

Non-lethal deterrents are technically possible through the use of acoustic deterrents ("seal scarers", pingers) and can be used locally (for example around the Haringvliet bottleneck and in front of the port of Rotterdam). An alternative could be the use of sounds that are optimised to harness autonomous reflexes associated with escape behaviour (e.g. "TAST").

- The high density of predators (both seal species) in the Rhine estuaries is probably a major factor in the decline of migratory fish populations in the Rhine-Meuse system. Protection of migratory fish is most likely to be achieved by localised and targeted (species-specific) deterrence measures. Non-lethal management tools such as acoustic devices have varying degrees of success and often pose a risk to the protection of other species due to noise pollution and habitat degradation. The applicability of deterrence methods as a conservation tool will therefore depend on their ability to reduce long-term damage to the target species population without adversely affecting the remaining fauna. As the topic is complex in terms of both nature conservation and technology, it is recommended that the possible use of acoustic deterrent devices at the mouths of the Rhine estuaries be examined in a timely and interdisciplinary manner (e.g. as part of an expert group).
- Estimated effectiveness: up to 5-30% of upstream migrants (salmon)
- Estimated timeframe for implementation: 3-5 years
- Assessment of feasibility: high

12.5 Fisheries

(Relevance: primarily returnees)

There is no reliable data available on the impact of fishing on migratory fish populations. According to the documented salmon with characteristic net injuries and the study results in VAN RIJSSEL *et al.* (2019), the problem of accidental and/or tolerated bycatch still exists (see also photo documentation of the Iffezheim returnees in the appendix I).

Recommendations

- Intensive controls of coastal fishing catches
- Abandonment of fishing off the Haringvliet
- Designation of protected areas below transverse structures, power plants, upstream of fish ladders (500 m) (exception: controlled catfish management)
- In addition to the obligation to set back catches of salmon, sea trout and allis shad, an obligation to report catches and bycatch in (semi)professional fisheries should be introduced (entire Rhine). This would allow "hotspots" to be identified and, if necessary, the establishment of further closed areas to be derived.
- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 10 % of upstream migrants (salmon, sea trout)
- Estimated timeframe for implementation: 2 years

12.6 Habitat measures

(Relevance: spawning and growth phase)

The restoration of former spawning grounds for migratory fish is a particularly effective and powerful component in the reintroduction process, as the Danish experience with the reintroduction of salmon shows (see chapter 4.5). High reproduction rates are able to mitigate the negative effects of various stressors.

Recommendations: Swift and consistent implementation of the EU Water Framework Directive, dismantling of weirs in reproduction streams (see above: "Small hydropower plants") and restoration of near-natural rivers.

- Assessment of feasibility: high
- Estimated effectiveness: up to 30-50% of upstream migrants (salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey), depending on the type of water body
- Estimated timeframe for implementation: 20 years

Special case Restrhine/Old Rhine

To promote the reproduction of salmon and other gravel spawners, every opportunity should be utilised to make bedload available in the Old Rhine. The preservation of structures - such as the existing "NATO ramps" - which promote the formation of gravel banks and inhibit their erosion during flood events is also important in this context.

On German territory, the "Restrhein" is a federal waterway along its entire length. However, upstream of the approx. 5 km long storage area of the Breisach cultural weir (and thus 90% of its length), it is only navigable for canoes in the long term due to its structure and water flow. It would therefore make sense to deauthorise the federal waterway in order to better facilitate water upgrading measures. Within the remit of the German Federal Waterways and Shipping Administration, no ecological upgrading measures are known to have been carried out to date. Discharge: From November to March, 52 m³/s are currently discharged into the Old Rhine/Restrhine at the Märkt weir and the hydropower plant located there, 54 - 80 m³/s from April to May and September to October and 95 - 150 m³/s from June to August. In the future, the allocation of the Old Rhine/Restrhine should be significantly increased and ecological redynamisation should be driven forward quickly¹. This would significantly optimise the findability and attractiveness of this migration corridor for smolts and migrants of various species as well as the spawning habitat available for gravel spawners.

- Assessment of feasibility: very high
- Estimated effectiveness: up to 30-50% of migratory fish (salmon, sea trout, allis shad, sea lamprey), depending on an increase in the Old Rhine
- Estimated timeframe for implementation: 3-5 years

12.7 Proposals for a standardised, transnational performance review

The data analyses on which this study is based show considerable deficits in terms of data quality and the quantitative losses of migratory fish and the stressors responsible for the losses. However, a comprehensive, standardised and verified data situation is an essential basis for the successful management of stressors.

A comprehensive monitoring programme should be developed together with experts in order to record the causes of loss, which have so far only been recorded qualitatively and/or semi-quantitatively, more precisely in terms of quantity, time and space. The focus here should be on investigations into actual smolt production in representative nursery waters (including natural reproduction), the success of smolt descents, returnees and the influence of predators. Closer monitoring will be used to determine the loss rates between the theoretically expected number of salmon in comparison to the number of individuals between the delta and the most important

¹ cf. Alonso; ICPR workshop "Masterplan Migratory Fish Rhine", 27/28 April 2010 in Freiburg

sections of the Rhine and tributaries. Knowing the loss rate according to geographical segments and potential causes of endangerment makes it possible to compile groups of factors using an iterative approach and to prioritise them according to their relative value. Methodological standardisation is strongly recommended, e.g. the use of tracking techniques. In the Netherlands, acoustic telemetry is already being used successfully and an extensive infrastructure already exists (particularly around the Haringvliet). Such a network will also be set up in Switzerland in the Rhine and Aare rivers over the next few years (EAWAG project in collaboration with the FOEN). The use of acoustic telemetry is therefore generally recommended. The method requires a comprehensive network of detection facilities along the main migration routes and at transverse structures and the corresponding use of identical technology. The use of transponders can be envisaged for selected issues (e.g. migration). Transponders can be used to mark larger groups at a lower cost. Data exchange could be coordinated by the ICPR. It would probably take 3-5 years to implement such a transnational monitoring programme.

Stocking effort (smolt equivalents)

The theoretically expected number of salmon from stocking was determined in this study on the basis of the stocked smolt equivalents. During the evaluation, it became clear that the allocation of the various smolt equivalents according to stocking stages is handled inconsistently by the various processors. The smolt equivalents to be allocated should be fundamentally harmonised once again within the ICPR project participants. To this end, the values used to date should be verified by at least five studies on survival rates of different stocking stages on representative stretches (e.g. Aare system, Old Rhine, Kinzig (Baden-Württemberg), Ahr and Sieg system) (including long-term measurements with temperature loggers). Furthermore, future data should be entered in a standardised Excel table in such a way that links are possible. A corresponding draft is currently being prepared by ARGE Salmo.

Survival rates of smolts

Initial results on smolt mortality are already available (various transponder studies), but these should be expanded. In particular, it is necessary to differentiate mortality by the various influencing factors (including spatial allocation). This data should also be collected using acoustic telemetry and transponder markings at selected locations.

Return monitoring

The annual salmon returns in the Rhine delta have so far been recorded as CPUE using fish traps. In order to estimate the actual numbers of returnees in the Rhine delta, a comprehensive monitoring programme should be set up that includes how many salmon returnees (compared to the "expected returnees") actually arrive in the delta (Haringvliet, Nieuwe Waterweg) and whether the numbers of returnees are related to the duration of the opening of the Haringvliet and the respective discharge distributions. Monitoring should be continued at the various control stations (Iffezheim, Gamsbheim and others in the Upper Rhine; Moselle-Koblenz, KFS Sieg, Ill) and expanded to include at least monitoring stations on the Ahr, Main (Kostheim hydropower plant) and Kembs/Märkt. The returnee forecasts calculated on the basis of the stocked smolt equivalents in comparison with the detection numbers of returnees (see Fig. 2; 13) suggest a comparable temporal development and comparable proportions with regard to the catch proportions compared to the forecast for the Iffezheim and Gamsbheim monitoring stations (subject to the time gaps in the Iffezheim monitoring). In the period 2006 to 2020, an average of 30.8% of the *expected* returnees were documented in Iffezheim and 30.3% in Gamsbheim; in 2011 and 2012, the values in Gamsbheim were even higher than in

Iffezheim. The approximate agreement suggests that no significant losses occurred between Iffezheim and Gamsheim until 2020 (e.g. due to poor condition of the returnees, shipping traffic, predation by catfish, poaching). In Gamsheim, the number of returnees was recorded with a high degree of consistency, as would be expected after the deduction of upstream migrants in the Ill and Rench rivers. This can also be interpreted as an indication that the Gamsheim fish pass is easy to locate and pass and that smolt mortality at the Iffezheim passage is rather low. However, this assessment must be regarded as provisional due to the limited monitoring over several years and the construction measures in Iffezheim, the still pending evaluation of the video recordings from Iffezheim (2021 - 2023) and the ultimately (still) short time series. However, the data expressly speak in favour of the importance of efficient fishway monitoring at these and other locations in the Upper Rhine (acoustic telemetry). At monitoring stations, the use of AI identification systems to evaluate videos is recommended and should be prioritised in an expert commission. The expansion of the network of monitoring stations should also be prioritised.

Predators

The influence of catfish, harbour seal/ grey seal and other predators should be investigated using so-called predation tags (acoustic telemetry) on the Haringvliet and at barrages in Germany and France. The methodology also allows predation to be monitored independently of existing barrages/dams/hydropower plants and the risk posed by shipping traffic.

Exchange of information and cooperation

It is necessary to improve the exchange of information on injuries. For example, despite repeated requests and intervention by the ICPR, France did not provide any photographic evidence and/or interpretations of the condition of the returnees from Gamsheim for this study. However, these would have been important - even if they are not representative - for following up the fate of the individuals documented in Iffezheim (2022, 2023) (see Appendix I). The following questions could *not* be answered due to a lack of photographs:

- ⇒ How many of the uninjured, moderately injured and severely injured salmon reach Gamsheim?
- ⇒ Do salmon documented in Iffezheim sustain (further) injuries on their way to Gamsheim?
- ⇒ How do the injuries documented in Iffezheim develop until they are recorded in Gamsheim (in particular abrasions and infections of the skin and fins)?
- ⇒ Are there any indications of a strain on the time budget due to injuries?

Implementation mandatory reporting of migratory fish catches

In the entire Rhine catchment, migratory fish catches should be subject to mandatory reporting. Reports should be submitted to the responsible fisheries authorities, which enter the data into a database to be created.

Functional checks on the detectability and passability of fish passes

It is common practice in many regions to classify water bodies or sections of water bodies as passable after the installation of fish passes without further functional checks. This is justifiable for watercourse-wide ramps at locations without further utilisation (e.g. diversion for hydropower plants). However, transverse structures on large rivers (Rhine, Main, Moselle, Neckar, etc.) with lateral fish passes still represent a barrier in principle due to the inevitably limited detectability of the entry to the fish pass, which is only overcome by some of the returning fish. The lower the flow rate of the fish pass compared to the proportion in the main stream, the more limited the detectability. In the majority of small and medium-sized diversion power plants known to the authors, a barrier effect is caused by an insufficient minimum water flow in the main channel for adult salmon (physical barrier effect), which is further exacerbated by dead-end effects at the point of reflow of the turbinated water (behavioural barrier "misleading guide flow" into the underwater ditch) (see also Chapter 13.2 "Swimming into turbines from the tailrace").

In all the cases mentioned, even a few transverse structures can preclude the sustainable reintroduction of salmon due to cumulative effects. It is therefore urgently recommended to check the *actual continuity* of existing fishways by means of functional checks. (The need to dismantle small hydropower plants has already been discussed in section 13.2 ("Small hydropower plants"). The updated status of river continuity should be entered into a database to be created.

Genetic monitoring The joint genetic monitoring is producing interesting results for management. Although the study has not yet been finalised, it appears that the genetic quality of the stocked fish has an impact on the survival of the smolts. The stocking age also appears to have an effect on the survival of the salmon, depending on the water body. NASCO also suggests that domestication effects should be minimised during reintroductions. Finally, genetic monitoring provides initial indications of the exact origin of the returning salmon (stocking waters, stocking age, strain, etc.). For this reason, this monitoring should be continued in a targeted manner and where necessary. The salmon parent gene banks and the stocking fish batches should be further analysed for their genetic suitability. The number of returnees in the Rhine that can be used as parents is currently still very low. It will therefore also be essential in the coming years to breed parent animals. Domestication effects should be avoided as far as possible. The establishment of fertilisation of eggs with cryopreserved sperm from wild males should therefore be pursued further and, if successful, introduced across the board (a trial is currently underway in Switzerland), which could significantly reduce the effects of domestication. Accompanying genetic analyses are essential for quality assurance.

ANNEX V Methods

2. Methods

2.1 Calculation of smolt equivalents (standardised stocking effort)

A conversion method (agreed within the ICPR) can be used to quantify the stocking effort as so-called smolt equivalents from the previous stocking measures. The conversion is intended to standardise the stocking measures with different life stages (from the egg to the smolt ready to migrate), which also have different survival rates in the field according to their developmental stages and size. A smolt equivalent stands for a salmon that has already grown up in the field in the first growth period (from the first autumn at the latest) and is at the beginning of its migration. It can be assumed that these fish have been exposed to natural selection processes, have a high degree of imprinting on their home waters and have sufficient experience in the wild (e.g. predator experience) and fitness. The stocked smolts produced in aquacultures are less well imprinted on their home waters and are inexperienced in the wild ("naive") and therefore have a lower return rate (approx. 25% compared to the salmon stocked as age class 0+ until the first autumn; result of long-term tagging experiments on the Sieg and Wupper-Dhünn rivers in NRW; literature references) and receive a correspondingly lower smolt equivalent (4 stocked smolts = 1 smolt equivalent). The extent to which *qualitative* differences in stocking smolts influence the return rates is still unclear. Table A1 summarises the definitions and conversion values.

Table A1: Conversion of salmon stocks into smolt equivalents (Old Rhine/Restrhine France special case)

Definition of					Smoltequivalents		Emigration time as smolts (%)		
Stage	Stage (english)	Stade (français)	Biomass	Stocking time	F Vieux Rhin	D, F, Ch	same year	+ 1 year	+ 2 years
Ova green	Green eggs	Œuf embryonné		<Mr		75,0	0	50	50
Ova eyed	Eggs (eye point)	Œuf œillé		<Mr		60,0	0	50	50
Alvin	Yolk sac larva	Alevin vésicule non résorbée		<Mr		100,0	0	50	50
unfed fry	Broodling unfed	Alevin vésicule résorbée	0,15-0,25 g	Mr/Apr	12,8	40,0	0	50	50
fed fry 2-6 weeks	Broodling briefly fed	Alevin nourri	<0,5 g	Apr/My		20,0	0	50	50
Parr summer	Parr Summer	Tacon d'été	0,5-1,2 g	Jun/Jul		6,0	0	50	50
Parr autumn	Parr autumn	Tacon d'automne	8-15 g	Sep/Oct		5,0	0	50	50
Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Parr 1+ / Smolt 1+ Mix	Mélange tacon 1+ & smolt 1+	<25 g	Mr/Apr		5,0	50	50	0
Parr 1+	Parr 1+	Tacon 1+	<20 g	Mr/Apr/My		5,0	0	100	0
Smolt 1+	Smolt 1+	Présmolt 1+	>25 g	Mr/Apr		4,0	100	0	0
Smolt >1+	Smolt >1+	Smolt 2+	>25 g	Mr/Apr		4,0	100	0	0

2.2 Data analysis and presentation

Allocation of sea-winter proportion by total length

The measured returnees are categorised by total length, with length classes being derived from the longest possible data series. The data from the Iffezheim and KFS Sieg control stations, which have been in operation since 2000, are used for this purpose (Table A2 & A3). At the Sieg, different length classes are formed for female and male, as the data differentiated by sex (partly verified by scale analyses) show that males grow better over the same period than females, which are more energetically burdened for the production of their sexual products. On average, females therefore spend longer in the sea than males, most of which return as grilse (1 SW) (Fig. A1).

Table A2: Allocation of returnees measured by total length to sea-winters on the **Sieg** according to the categorisation in Fig. 1 (representative for K2 & K3 Middle Rhine and Lower Rhine: NRW, Rhineland-Palatinate North, Hesse) (Data: LANUV NRW)

Year	1 SW	2 SW	3 SW	4 SW	Σ	1 SW (%)	2 SW (%)	≥ 3 SW (%)
2000	158	48	6	1	213	74	23	3
2001	36	16	10	4	66	55	24	21
2002	160	17	10	1	188	85	9	6
2003	61	18	15	2	96	64	19	18
2004	40	17	20	3	80	50	21	29
2005	126	26	13	5	170	74	15	11
2006	127	22	22	4	175	73	13	15
2007	196	100	101	12	409	48	24	28
2008	82	124	84	4	294	28	42	30
2009	135	27	27	7	196	69	14	17
2010	141	78	50	5	274	51	28	20
2011	34	36	38	6	114	30	32	39
2012	37	34	19	9	99	37	34	28
2013	79	10	6	3	98	81	10	9
2014	100	28	27	4	159	63	18	19
2015	92	60	39	5	196	47	31	22
2016	60	13	17	4	94	64	14	22
2017	72	23	29	3	127	57	18	25
2018	3		5		8	38	0	63
2019	27	8	8	4	47	57	17	26
2020	8	7	7	1	23	35	30	35
2021	23	2	11	1	37	62	5	32
2022	16	2	5		23	70	9	22

Table 2b shows the allocation of the measured returnees to sea-winters in Iffezheim.

Tab. A3: Allocation of returnees measured by total length to sea-winters in **Iffezheim** (representative for the K1 Upper Rhine and High Rhine: Switzerland, France, Baden-Württemberg, southern Rhineland-Palatinate; data: ASR)

Year	1 SW (≤ 72 cm)	2 SW (73 - 87 cm)	3 SW (≥ 88 cm)	Σ	1 SW (%)	2 SW (%)	≥ 3 SW (%)
2000	70	4	1	75	93	5	1
2001	24	29	6	59	41	49	10
2002	75	18	1	94	80	19	1
2003	41	42	7	90	46	47	8
2004	26	30	16	72	36	42	22
2005	15	19	15	49	31	39	31
2006	13	31	3	47	28	66	6
2007	10	46	4	60	17	77	7
2008	19	56	14	89	21	63	16
2009	16	21	16	53	30	40	30
2010	2	8	8	18	11	44	44
2011	2	36	15	53	4	68	28
2012	2	8	13	23	9	35	57
2013		2	2	4	0	50	50
2014	17	55	16	88	19	63	18
2015	48	135	63	246	20	55	26
2016	11	59	78	148	7	40	53
2017	40	91	23	154	26	59	15
2018	7	64	22	93	8	69	24
2019	13	30	20	63	21	48	32
2020	112	67	18	197	57	34	9

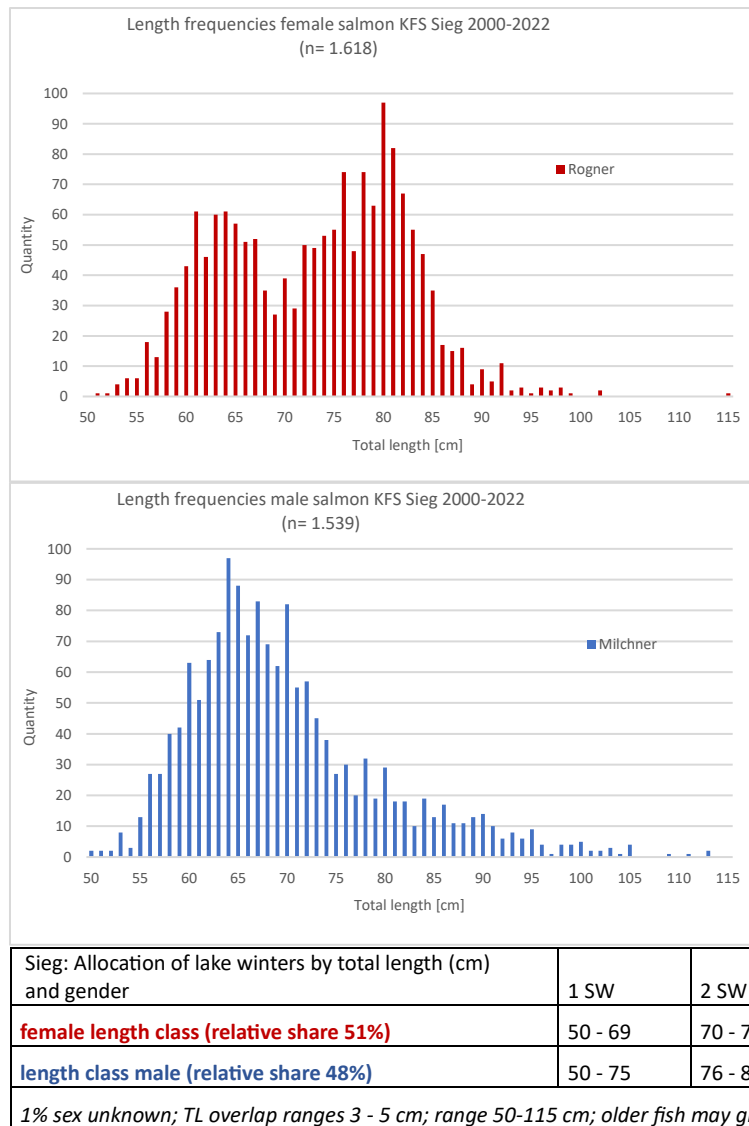


Fig. A1: Salmon - length frequencies of female (top) and male (bottom) at the KFS Sieg (NRW) and allocation of sea-winters for females and males (data: LANUV) (see Table 2)

Distribution of stocked salmon (smolt equivalent) by sea-winter proportions

With the change of donor origins from mixed strains with predominantly high proportions of grilse (1 SW) to origins with high multi-sea-winter proportions, namely Loire-Allier in coordination unit K1 (Upper Rhine) and Ätran in coordination units K2 & K3 (Middle/Lower Rhine) in the years 2003 to 2004, the sea-winter proportions changed accordingly (Tab. A2 & A3). This also shifts the return years over which a smolt year class is distributed in the following years. Before 2007, on average 51% of the smolts in K1 returned as grilse in the following year (mean values 2000 - 2006, Iffezheim data), in K2 and K3 it was 68% (mean values KFS Sieg). After the change of donor stock, the proportion of grilse in K1 was only 18% (multi-sea-winter proportion 82%), in K2 and K3 52% (multi-sea-winter proportion 47%). Table A4 summarises the calculated proportions for the two periods mentioned; it should be noted that the proportions fluctuate considerably between years and that these are mean values from relatively short time series. The sea-winter proportions form the basis for the following calculations of how a smolt year class is proportionally distributed among the returnee years (see Table A6) and how high the number of "expected returnees" is in a year. The return rate is set at 1% from smolt out-migration as a working basis for a standardised analysis in all years and observation areas.

Table A4: Proportion of sea-winter returnees in the coordination units

Sea-winter shares (%)	K1 Upper Rhine (according to data from Iffezheim; ASR)		K2 & K3 Middle/Lower Rhine (according to data from KFS Sieg; LANUV)	
	2000-2006	from 2007	2000-2006	from 2007
1 SW	51	18	68	52
2 SW	38	53	18	20
3 SW (+)	11	29	15	27

Assessment of natural reproduction

Annually the ICPR asks the project participants for their assessment of natural reproduction. The data are expert judgements based on quantitative, semi-quantitative and qualitative surveys. For each water body, 0 (no evidence) to 4 (high density) points could be awarded. The wild salmon densities listed (chapter 3.3) are therefore dependent on the number of water bodies assessed, their accessibility, the scope of sampling and the expert judgement on local wild salmon densities. Although the data do not permit statistical analysis, they do serve to check the plausibility of the assessment of the overall trend, particularly in comparison with the returnee statistics (see also chapter 2.3).

2.3 Calculation of expected salmon returnees

In order to be able to estimate the number of returnees with regard to the underlying stocking effort, the expected number of returnees is calculated from the stocked smolt equivalents. A return rate of 1% of migrating smolts is used as a working basis. As the smolts from natural reproduction could not be quantified due to a lack of data, these "wild smolts" are not taken into account in the analysis. The tool (basis: Excel) for calculating the smolt equivalents and the associated annual returnee forecast for the following years is shown in Table A5, Fig. A2 shows an example of a graphical representation of "Evidence of returnees" versus "Expected returnees". The further these two values deviate from each other, the more the returnee rate deviates from 1%. If the number of returnees (detections) decreases compared to the returnee forecast according to the stocking effort, the returnee rate decreases accordingly (and vice versa). The development is illustrated graphically as "Proportion of returns compared to the forecast" (in percent).

Table A5a: Input table for stocking numbers

	Eggs	AK 0+				AK 1+			
Year	Eyed ova	fry 3-6 cm Spring/Sun.	Parrs summer/ Autumn	large Parrs late autumn	Natural fry 3 cm (estimate)	Parrs spring	Parrs & Smolts Spring	Smolts spring	Σ
2024									0

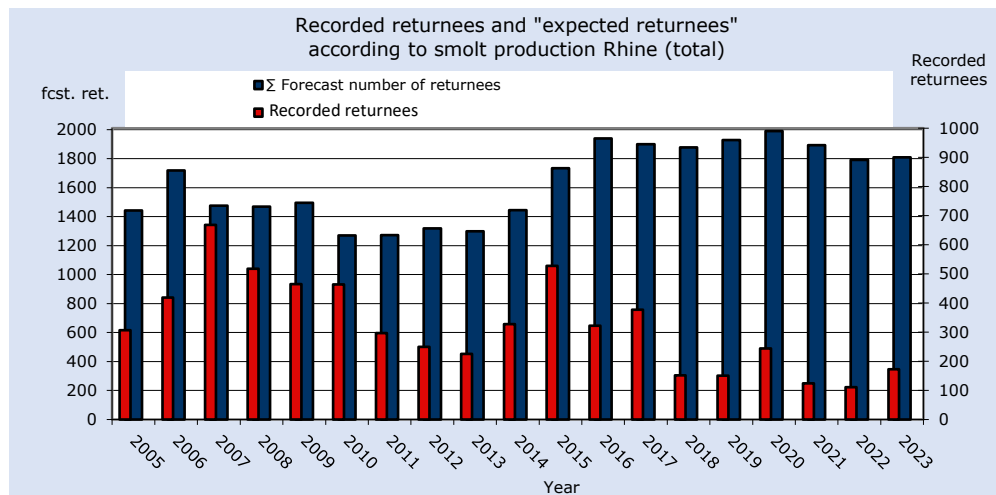
Tab. A5b: Continuation Tab. A5a: Output conversion to smolt equivalents (automated)

Eggs	AK 0+				AK 1+			
Eyed ova	fry 3-6 cm Spring/Sun.	Parrs 5-12 cm Summer/ Autumn	large Parrs late autumn	Natural fry 3 cm (estimate)	Parrs spring	Parrs & Smolts Spring	Smolts spring	Σ
Σ/60	Σ/20	Σ/6	Σ/5	Σ/20	Σ/5	Σ/5	Σ/4	0

Tab. A5c: Continuation Tab. A5b: Calculation of the expected number of returnees (automated)

The forecast shown as an example is set to a return rate of 1% (from the smolt stage) and differentiated according to sea-winter proportions (can be adjusted if necessary).

Smolts AK 1	Smolts AK 2	Σ Smolts	Wild-Smolts AK 1	Wild-Smolts AK 2	Σ Smolts Wild	Σ Smolts total	1 SW (until 2006: 0.68%; from 2007: 0.52%)	2 SW (until 2006: 0.18%; from 2007: 0.20%)	3 SW until 2006 0.15% from 2007 0.27%	Σ Forecast number of returnees

**Fig. A2:** Exemplary graphic based on the "total_Rhine" data

The distribution of a stocking batch of salmon over the following life stages is shown in Table A6.

Table A6: Allocation of a stocking batch of salmon to the following life stages; see smolt equivalents in Table 1

Year	AK 0+ stocking	AK 1 Parr stocking	AK 1 & 2 Smolt stocking	Returnee 1 SW	Returnee 2 SW	Returnee 3 SW
0	Growth	Growth	Migration 100 %			
1	Migration 1 50%	Migration 100 %				
2	Migration 2 50%			from 1. migration		
3				from 2. migration	from 1. migration	
4					from 2. migration	from 1. migration
5						from 2. migration

Table A7.1: Calculated smolt equivalents in the Rhine system from 2002 (Sieg above KFS: from 1997) to 2022

Year	Rhine total	Coordination units		Subgroups K3 K2			Subgroups K1		
		Upper Rhine	Middle & Lower Rhine	Sieg	Sieg abv. KFS	Moselle	Below Iffezheim	above Iffezheim	above Gambsheim
1997				31.879	33871	500			
1998				52.697	46870	450			
1999				46.356	36964	500			
2000				79.178	62873	850			
2002				61.838	52621	1.475			
2002	171273	37466	133807	95519	59024	0	137182	34091	11044
2003	166520	38420	128099	78905	44097	0	131280	35239	15794
2004	178153	53822	124331	83298	64326	4000	126296	51857	39857
2005	164456	44205	120252	79324	68553	4000	123723	40734	29588
2006	193586	28797	164789	122996	80576	3000	167714	25872	14388
2007	87351	7547	79805	53138	54742	2083	80693	6658	3599
2008	154701	24186	130514	104102	66416	1950	134663	20038	8953
2009	138818	24929	113889	93867	80578	850	118807	20011	8279
2010	138227	28521	109705	82568	77582	4408	114466	23761	12117
2011	121027	40442	80585	57841	46782	4678	87625	33402	25531
2012	197549	46046	151503	114250	100384	3117	159646	37903	26907
2013	208395	38159	170236	134264	108416	5939	179541	28854	17595
2014	215450	61831	153619	122560	119866	3350	163847	51602	42219
2015	169156	65856	103300	73198	75218	3832	120552	48605	38700
2016	241411	95253	146159	105764	104551	4496	171376	70035	58704
2017	172721	89193	83528	47399	47811	2687	100570	72151	61157
2018	195293	61568	133725	88380	86898	3104	152888	42406	33459
2019	163999	64190	99808	62394	52810	5460	120752	43246	33691
2020	191154	54976	136178	76809	60498	3897	160894	30260	24273
2021	185765	72897	112867	80668	62763	621	141219	44545	38263
2022	187636	59272	128364	81148	61418	3886	148373	39263	32736

Table A7.2: Numbers of smolt migrants in the Rhine system from 1998 to 2023

Year	Rhine total	Upper Rhine	Middle/Lower Rhine	Sieg	Sieg above KFS-station	Moselle	under Iffezheim	above Iffezheim	above Gambsh.
1998				39344	15937	2113			
1999				42288	38373	475			
2000				49526	39919	475			
2001				62767	47919	675			
2002	13311	10906	2404	72912	59497	1163	2404	10906	
2003	107634	19545	88089	92189	65946	738	89776	17858	5522
2004	183230	30358	152872	102628	59358	0	156150	27080	13419
2005	184528	46989	137539	88698	52294	2000	140463	43916	31825
2006	184511	50725	133786	85883	65109	4000	137114	47247	36174
2007	151526	33262	118263	82533	64518	5250	121130	30396	19081
2008	120645	15320	105325	76084	58456	3617	106515	14130	6858
2009	118146	15495	102651	81072	56652	167	104958	13188	6117
2010	142077	24433	117644	96119	67085	1250	122177	19900	8491
2011	139809	27750	112059	83660	77638	6217	116898	22911	11223
2012	127746	37057	90689	70546	59982	2131	96589	31157	21399
2013	159438	43037	116401	85044	72078	5453	124861	34578	25144
2014	209893	50457	159436	123576	103207	3183	167727	42166	31039
2015	204124	43574	160550	128069	111788	2650	169883	34241	23920
2016	186282	58456	127825	97256	94853	3375	141566	44716	35072
2017	198134	81823	116311	85671	84083	4164	137846	60289	49671
2018	204126	92067	112058	74777	72386	3591	133439	70687	59524
2019	188574	74468	114106	73993	71441	2895	131858	56716	46746
2020	176046	62901	113145	72362	64783	4282	133282	42763	33513
2021	175010	59793	115216	66552	51582	4678	138257	36753	28982
2022	190607	64013	126594	78717	59610	4384	153204	37403	31268
2023	185050	65711	119339	80900	60069	1191	143146	41904	35500

2.4 Statistics

The collected and researched data records are summarised in Excel in tabular form, critically reviewed and cleansed. Depending on the data situation and the statistical distribution of the data sets, they are aggregated for different questions at different levels or partial data sets are created. The selection of the (partial) data sets used for the analysis is based not only on the specific hypothesis but also on the available data quality. Due to the large number of potential influencing variables, both univariate statistical analyses (generally based on linear models) and multivariate methods (e.g. principal component analysis to condense intercorrelated explanatory variables) are used. Overall, the statistical analyses are primarily aimed at identifying the key factors from the available data sets of sufficient data quality that significantly influence the numbers of returning salmon. If possible, the key factors identified in this way should be weighted according to relevance (e.g. using stepwise multiple regressions) and their statistically independent influences should be worked out. All important data bases and meaningful results are presented graphically.

The analyses are carried out in R, Excel, JmP, SPSS (automation of analyses in Excel and R).

Graphical representation: A large number of data sets are presented as time series diagrams. Where trends can be recognised or where it facilitates interpretation, individual values (e.g. annual values) are not shown in bar charts, but as data points that are provided with reference lines between the individual values for visual illustration. These reference lines are therefore not progression lines or should not be interpreted as a continuous progression.

2.5 Methods Multifactorial analysis

The multivariate statistical method of principal component analysis (PCA) was used (software: R, package: "vegan") to summarise the relationship between salmon return numbers (with and without consideration of stocking effort) and the potential influencing factors identified using univariate methods in a model.

The basic procedure was as follows:

- 1 Firstly, the returnee years were ranked according to their similarity in the characteristics of the potential influencing variables (on the basis of the correlation matrix):
 - Spring runoff during the smolt migration
 - Population development of piscivorous birds in the catchment area and / or in the migration corridor during smolt migration
 - Population development of seals (harbour seal and grey seal) in the Rhine delta and Wadden Sea in the year of the return migration
 - Autumn discharge during the return migration
 - Population development of catfish in the migration corridor during the return migration
 - Number of large ships (> 3,000 tonnes) in the migration corridor during the return migration
- 2 From this ordination, only the meaningful principal components (eigenvalue > 1.0; prominent in the scree plot) were used for further analysis
- 3 The relationship of salmon return numbers (with and without consideration of stocking effort) to the significant principal components was statistically tested *a posteriori* using a Monte Carlo permutation test (999 iterations).

This analysis was carried out on the one hand for all reported returnees in the Rhine catchment and on the other hand for the individual trapping stations where multiple counts of the same individual were excluded (Sieg, Iffezheim, Moselle). The reference data for fish-eating bird populations above the Haringvliet were spatially adjusted. Details of the variables used can be found in Appendix III (Table A III 1).

In addition to the content analysis described above, the year of return was also always set *a posteriori* in relation to the relevant main components, as the results of the univariate relationships suggested a high degree of temporal correlation.