



Geschiktheid van het Rijnsysteem voor de Europese Atlantische steur (*Acipenser sturio*)

de mogelijkheden en risico's voor het herstel van de populatie .

J.H.J. de Kok & M. B. Meijer

Van Hall Larenstein, *University of Applied Sciences*

Geschiktheid van het Rijnsysteem voor de Europese Atlantische steur (*Acipenser sturio*)

de mogelijkheden en risico's voor het herstel van de populatie.

Colofon

© 2012 van Hall Larenstein, Leeuwarden

Tekst: Jori H. J. de Kok & Marco B. Meijer

Met medewerking van: Bram Houben (ARK), Arthur de Bruin & Jan Kranenburg (RAVON)

Onder begeleiding van: Marcel Rekers (van Hall Larenstein) & Martijn van den Ende (van Hall Larenstein)

In opdracht van: ARK Natuurontwikkeling en stichting RAVON

Wijze van citeren: De Kok, J. H. J. & M.B. Meijer. 2012. De geschiktheid van het Rijnsysteem voor de Europese Atlantische steur (*Acipenser sturio*). van Hall Larenstein, Leeuwarden.

Voorwoord

Dit rapport is in het kader van een afstudeerproject voor de opleiding Diermanagement gemaakt. Wij zijn erg blij dat wij deze opdracht hebben mogen uitvoeren en dat wij uitgenodigd werden om bij het uitzetten van eerste Europese Atlantische steuren in de Waal aanwezig te zijn. Tijdens dit project zijn een tal van mensen onmisbaar geweest. Zij hebben ons geholpen aan kennis over zowel de Europese Atlantische steur als het Rijnsysteem. Wij willen hun hartelijk danken voor hun medewerking en gastvrijheid. In het bijzonder willen wij Bram Houben (ARK Natuurontwikkeling), Arthur de Bruin (RAVON) en Jan Kranenbarg (RAVON) bedanken voor het meedenken tijdens ons onderzoek. Ook willen wij Marcel Rekers en Martijn van der Ende bedanken voor hun begeleiding. Wij hopen dat de lezers hun voordeel met de kennis uit dit rapport kunnen doen.

Leeuwarden, 30-06-2012

Jori de Kok

Marco Meijer

Samenvatting

Het aantal Europese Atlantische steuren (*Acipenser sturio*) is aan het einde van de 19^e eeuw dramatisch afgenomen. Waar deze soort zich voorheen over heel Europa had verspreid komen er nu slechts twee populaties voor in de Gironde rivier (Frankrijk) en de Rioni (Georgië). Om deze bijna uitgestorven soort terug te krijgen in het Rijnsysteem is inzicht nodig over de mogelijkheden en risico's voor *A. sturio* in het Rijnsysteem. Dit onderzoek richt zich op het vaststellen van de locaties en de omvang van geschikte paai- en opgroeigebieden voor *A. sturio* in het Rijnsysteem. Hiervoor zijn de habitateisen van deze soort vergeleken met de omstandigheden binnen het Rijnsysteem. Ook is er in dit onderzoek gekeken naar de aanwezige risico's voor het herstel van *A. sturio* in het Rijnsysteem. Op basis hiervan worden aanbevelingen gegeven voor aanvullende maatregelen om een *A. sturio* populatie terug in het Rijnsysteem te krijgen en te behouden. Hiernaast zijn de historische 'paaiplaatsen', vastgesteld met behulp van oude vangstgegevens van beroepsvissers langs de Rijn. Geschikte opgroeigebieden zijn vastgesteld door de habitateisen van juveniele *A. sturio* te vergelijken met de omstandigheden in de uitmondingen van het Rijnsysteem op zee. Aangezien het Haringvliet een grote afvoer van het Rijnsysteem is, is dit water van potentieel groot belang voor migratie en opgroei-habitat van *A. sturio*. In de MER rapportage van Rijkswaterstaat zijn er drie scenario's voorgesteld naast het momenteel gehanteerde nul-scenario. Deze drie scenario's zijn 'Getemd tij', 'Gebroken tij' en 'Stormvloedkering'. Bij deze verschillende scenario's varieert de mate waarin en de periode waarover de sluizen in de stuw geopend worden en hiermee de mate waarin er uitwisseling tussen zoet en zout water plaatsvindt in het Haringvliet. De verschillende scenario's resulteren hierdoor in verschillende oppervlaktes van zoet-zout overgangszone en zo ook opgroei-habitat. Deze zijn respectievelijk (minstens bij gemiddelde afvoer) 453 ha, 526 ha en 1350 ha. In de vorige eeuw zijn er een aantal risico's voor een levensvatbare steurpopulatie ontstaan. In het kader van dit onderzoek is gekeken in hoeverre deze risico's nog steeds aanwezig zijn en of er nieuwe risico's bij gekomen zijn. Zo sterft door bijvangst 57% van de gevangen steuren, het is onbekend welk deel van de populatie dit betreft, maar bij een grote visserijdruk zal dit een aanzienlijk deel zijn. Migratieobstakels vormen een belangrijk knelpunt voor adulte *A. sturio* die het Rijnsysteem willen opzwemmen bij de Haringvlietdam of de Afsluitdijk en in het binnenwater slechts vrije doorgang via de Waal. Baggeren en vervuiling lijken geen groot risico te vormen voor *A. sturio*, hoewel de exacte invloed onbekend is. De drukke scheepvaart met grote diepliggende schepen is daarentegen mogelijk wel een groot risico voor *A. sturio* in het Rijnsysteem. Hierdoor zouden de adulte dieren en mogelijk ook de juvenielen in verdrukking kunnen komen. Het voorkomen van uitheemse steursoorten en klimaatverandering vormen een mogelijk risico. Om een exacte en soort specifieke uitspraak te doen over de aanwezige en potentiële paai- en opgroeigebieden en de bijbehorende risico's en knelpunten voor een *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem zal er meer duidelijk moeten worden over de specifieke eigenschappen van *A. sturio* en de invloeden van aanwezige risico's.

Summary

The number of European Atlantic Sturgeon (*Acipenser sturio*) has declined dramatically at the end of the 19th century. Where this species historically occurred in the whole of Europe a population is now only present in the Gironde river system (France) and the Rioni river system (Georgia). To reintroduce this almost extinct species in the Rhine river system it is necessary to gain insight in the possibilities of *A. sturio* in the Rhine. Another big aspect in this research is the potential gain for *A. sturio* with the several proposed management options for the saltwater intake of the Haringvliet. These several scenario's are assessed and compared concerning the *A. sturio* population. To assure a successful population in the Rhine it is essential to get insights in the present risks for *A. sturio* in the Rhine river system, with the main goal of clearing the way for assigning goal oriented and efficient plans and measures to restore and maintain an *A. sturio* population in the Rhine. Due to the absence of an *A. sturio* population occurring in the Rhine river system or similar river systems in recent history it has not been possible to point out suitable habitat by usage of *A. sturio* itself. But because the criteria of *A. sturio* for spawning- and feeding habitat are mostly comparable with the Allis Shad (*Alosa alosa*) it has been possible to make a comparison with the Allis Shad. It has also been possible to chart historic 'Spawning habitat', concluded by fisherman that found a large amount of *A. sturio* at certain locations. These comparisons, combined with new insights on these areas of interest, resulted into a considerable area of interest for spawning of *A. sturio*. Because the main flow of water from the Rhinesystem leaves through the Haringvliet, this area becomes of potential great interest for feeding habitat of juvenile *A. sturio*. In the MER rapportage of Rijkswaterstaat three scenarios are proposed, besides the currently used zero-scenario. These three scenarios are 'Getemd tij', 'Gebroken tij' and 'Stormvloedkering'. During these scenarios the Haringvlietdam will be opened at different times and for different durations, resulting in different sizes of feeding habitat. These will be respectively (with minimally at medium riverflow) 453 ha, 526 ha and 1350 ha. Possible risks for the *A. sturio* population in the Rhine river system are developed through the last few centuries. These risks do not have to pose a threat in the current or future situation. Through bycatch 57% of the caught sturgeons would die, but it is unknown what percentage of the population will be affected by this risk. Migrational risks pose a clear threat for adult *A. sturio* to swim up the Rhine river system from sea at the Haringvlietdam or at the Afsluitdijk. Dredging and pollution seem to pose no great threat for *A. sturio*, though the exact influence is not clear. Shipping on the other hand seem to pose a great risk for *A. sturio* in the Rhine river system, with the intensive shipping route that sails at or close to the bottom. With this constant direct confrontation adult sturgeons and even juveniles would become trapped or hit by ships. Risks of alien species or climate change should become clear over time. To conclude exact and species specific spawning and feeding habitat with the additional risks for an *A. sturio* population in the Rhine river system more insight is necessary for the specific properties of *A. sturio* and the exact influence of the occurring risks.

Inhoud

Voorwoord	3
Samenvatting.....	4
Summary	5
1. Inleiding	8
1.1 Doelstelling.....	9
1.2 Onderzoeksvragen.....	9
1.3 Begripsbepaling	9
2 Materiaal en methoden	11
2.1 Onderzoeksgebied.....	11
2.2 Onderzoekssoort	12
2.2.1 Oorspronkelijke verspreiding	12
2.2.2 Leefwijze.....	12
2.2.3 Voortplanting.....	13
2.2.4 Voedsel	14
2.3 Literatuurstudie.....	14
2.4 Gebruik data	15
2.5 Paaigebieden	15
2.6 Opgroeigebieden	16
2.7 Haringvlietsscenario's	17
2.8 Risico analyse	18
3 Resultaten.....	19
3.1 Paaigebieden	19
3.1.1 Vergelijking paaigebieden onderzoek elft.....	19
3.1.2 Vergelijking historische paaiplaatsen	20
3.2 Opgroeigebieden	21
3.2.1 Vergelijking Gironde estuarium.....	21
3.3 Haringvlietsscenario's	23
3.3.1 Scenario beschrijving.....	23
3.3.2 Zoutindringing	23
3.4 Risico analyse	26
3.4.1 Zoet-zout overgangen	26
3.4.2 Visserij	28
3.4.3 Migratie obstakels	29

3.4.4	Kanalisisatie en inpoldering.....	31
3.4.5	Scheepvaart.....	33
3.4.6	Bodemroerende activiteiten	35
3.4.7	Watervervuiling	37
3.4.8	Klimaatverandering	39
3.4.9	Uitheimse steuren	41
4	Discussie	43
4.1	Onderzoeksmethode	43
4.2	Paaigebieden	43
4.3	Opgroeigebieden	44
4.4	Risiko's	44
5	Conclusie	46
6	Aanbevelingen	48
	Literatuurlijst	49
	Bijlagen	56

1. Inleiding

De Atlantische steur (*Acipenser sturio*) is de grootste vis die in Europese binnenwateren voorkomt. Waar deze vissoort ooit exemplaren betrof van 3,5 meter en tussen 250-375 kg zijn de nu zelden aangetroffen exemplaren niet groter dan 1,5 meter (CEMAGREF, 1995). Naar schatting zwemmen er 20 tot 750 volwassen exemplaren in Europese wateren rond. De hoeveelheid volwassen dieren in het wild was een reden voor de IUCN om de soort in 1996 als 'Critically Endangered' te bestempelen. (Kottelat *et al.*, 2010)

De grote achteruitgang van het aantal steuren in Nederland begon rond het einde van de 19^e eeuw (Gessner & Bartel, 2000). Sinds 1955 is de steur, op incidentele waarnemingen na, uit de Nederlandse rivieren verdwenen. Ook in veel andere Europese landen is *A. sturio* inmiddels uitgestorven (CEMAGREF, 1995).

De steur is erg gevoelig voor overbevissing, doordat de dieren pas op late leeftijd geslachtsrijp zijn en doordat de vrouwelijke dieren zich niet ieder jaar voortplanten. De steurvisserij is bekend sinds 500 voor Christus (Van Winden *et al.*, 2000). Op plaatsen met een intensieve visserij in het leefgebied van de steur daalde de aantallen en de gemiddelde leeftijd van de steuren (Luk'yanenko *et al.*, 1999). Naast het vangen van steuren wordt het beïnvloeden van riviersystemen door de mens (bouwen van stuwen, afsnijden van bochten, uitdiepen van de hoofdgeul, grindwinning en lozingen van afvalwater) als belangrijkste oorzaak van het verdwijnen van steurpopulaties gezien. (Gessner & Bartel, 2000)

Op dit moment is de enige levensvatbare populatie van *A. sturio* te vinden in de Gironde in Frankrijk en er is een restpopulatie aanwezig in de Rioni, Georgië. Ondanks dat er nog een *A. sturio* populatie voorkomt in de Gironde, is er sinds 1994 geen succesvolle paai meer waargenomen, dat geeft aan dat ook deze populatie grote problemen ondervindt (CEMAGREF, 1995).

Vanwege het gevaar voor uitsterven en zijn ecologische betekenis als 'flagshipspecies' geniet *A. sturio* zware wettelijke bescherming (Pustelnik & Guerri, 2000). Op Europees niveau wordt *A. sturio* beschermd door de Habitatrichtlijn 'bijlage IV'. Daarnaast wordt de steur niet alleen in de IUCN 'redlist' ingedeeld (Endangered sinds 1988 en Critically Endangered sinds 1996), maar is ook opgenomen in de CITES 'appendix I' lijst (sinds 1983) (Kottelat *et al.*, 2010), in de Bern-conventie 'appendix II', in de Bonn-conventie 'appendix II' en de OSPAR 'annex 6'. In Nederland is *A. sturio* opgenomen in de Flora en Faunawet 'bijlage 4', de Nederlandse Rode Lijst Vissoorten (De Nie & Van Ommering, 1997), de Natuurbeschermingswet 'bijlage II' en de doelsoortenlijst 'bijlage 3'. (Ministerie van EZ & I, 2012)

In Frankrijk is CEMAGREF (Centre National de Machinisme Agricole du Génie Rural des Eaux et des Forêts) sinds 1980 bezig om *A. sturio* voor uitsterven te behoeden. In 1993 is dit project in het LIFE programma van de Europese Unie opgenomen. Sinds 1994 wordt ook in Duitsland gewerkt aan het herstel van *A. sturio* in Duitse rivieren (de Elbe en de Oder) door 'Gesellschaft zur Rettung des Störs',

wat tegenwoordig overgenomen is door het 'Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei' (IGB).

Ondanks eerdere mislukte pogingen om de populatie in de Gironde uit te breiden naar andere Europese rivieren, is er door inzet van Franse wetenschappers steeds meer inzicht verkregen in de biologie van de steur (Gessner & Bartel, 2000). Het eventuele succes van een herintroductie in Nederland hangt af van de geschiktheid van het Rijnsysteem voor het voltooiën van de levenscyclus van de steur. Hiervoor is het van belang te weten of, en zo ja welke, gebieden geschikt zijn voor de voortplanting en opgroei. Ook is het belangrijk te weten wat mogelijke risico's voor het herstel van *A. sturio* zijn. Om meer inzicht hierover te krijgen wordt er een 'LIFE-project' uitgevoerd. Gedurende dit onderzoek zijn er in de maanden mei en juni van 2012 in totaal 50 steuren (*A. sturio*) uitgezet in de Waal nabij Nijmegen. Deze zijn uitgerust met zenders, waardoor de steuren worden gevolgd in de Nederlandse rivieren. Hierdoor wordt er inzicht verkregen in de mogelijkheden voor *A. sturio* in het Rijnsysteem.

1.1 Doelstelling

Het is in dit onderzoek de hoofdzaak om te ontdekken waar en in welke omvang er geschikte paai- en opgroei-habitat voor de Atlantische steur (*Acipenser sturio*) aanwezig is in het Rijnsysteem. Daarnaast zal er onderzocht worden welke risico's het herstel van *A. sturio* in de weg staan en hoe deze verminderd of verholpen kunnen worden.

1.2 Onderzoeksvragen

Vraag 1: Wat is de verspreiding en omvang van geschikt habitat voor de verschillende levensfasen van *A. sturio* in het Rijnsysteem?

Vraag 2: Wat is de invloed van huidige risico's op een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem?

Vraag 3: Wat is het effect van mogelijke maatregelen op de huidige risico's die een rol spelen bij een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem?

1.3 Begripsbepaling

Adulte fase	Vanaf het moment dat het dier geslachtsrijp is tot de dood (van Emmerik, 2004)
CNPMEM	Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins, Franse visserij organisatie.
Embryonale fase	Vanaf uitkomen eieren tot de dooierzak geheel verbruikt is (van Emmerik, 2004)
IKSR/ICBR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins/ Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn

Irstea	Institut national de recherche en sciences et Technologies pour l'environnement et l'agriculture, voorheen Cemagref
Juveniele fase	Vanaf het moment dat de uiterlijke kenmerken ontwikkeld zijn tot de steur naar zee migreert (van Emmerik, 2004)
Risico	Alle aspecten die het herstel van <i>A. sturio</i> bemoeilijkt, veroorzaakt door zowel fysieke obstakels als beleid dat voor de steur nadelig is
Larvale fase	Vanaf het moment dat de dooierzak verbruikt is tot de uiterlijke kenmerken geheel ontwikkeld zijn (van Emmerik, 2004)
Levensvatbare populatie	Een populatie bestaande uit minimaal 1000 paren (2000 individuen) (Klein Breteler & Kranenbarg, 2000)
Rijnsysteem	De gehele hoofdstroom van de Rijn vanaf Zwitserland tot aan de Wadden- en Noordzee, inclusief de zijrivieren tot en met de eerste stuw
Sub-adulte fase	Vanaf het moment dat het dier naar zee migreert tot het geslachtsrijp is (van Emmerik, 2004)

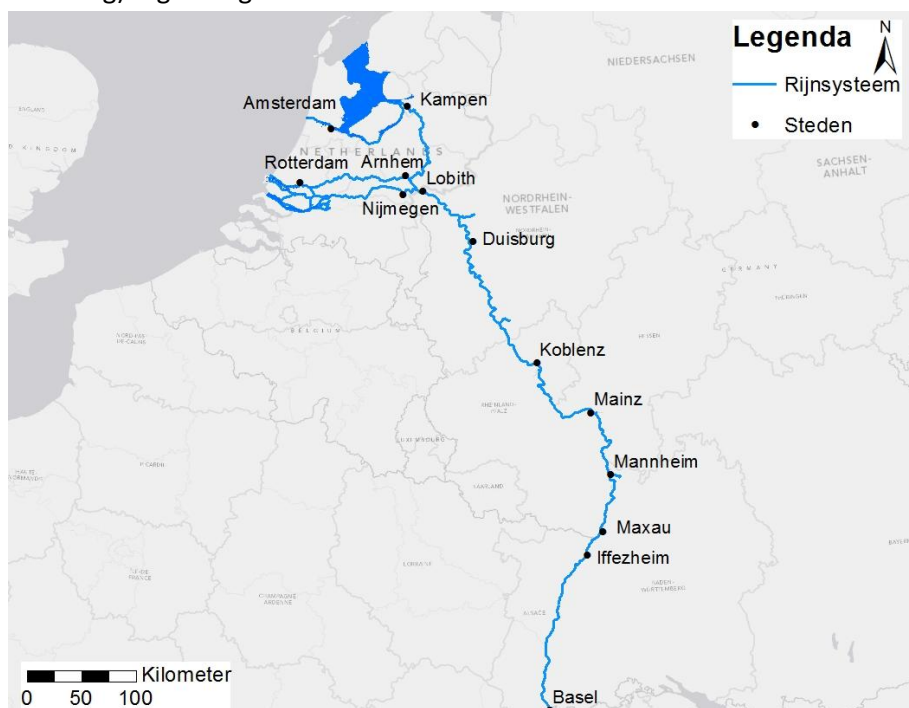
2 Materiaal en methoden

Het onderzoek bestaat uit een literatuurstudie, een onderzoek naar geschikt paai- en opgroeihabitat met behulp van een Geografisch Informatie Systeem (GIS) en een risico analyse. In dit hoofdstuk wordt beschreven hoe deze onderdelen uitgevoerd zijn, inclusief de beredenering en afweging waarom deze zo zijn aangepakt zoals zij beschreven staan. Verder wordt in dit hoofdstuk het onderzoeksgebied en de onderzoekssoort beschreven.

2.1 Onderzoeksgebied

Het gebied dat voor *A. sturio* van belang is, is bepaald aan de hand van het historisch voorkomen van de steur in de Rijn. Het onderzoeksgebied loopt vanaf de uitmonding van de Rijn op zee tot en met de Bovenrijn, wat nabij de Duits-Zwitserse grens overgaat in de Hoogrijn, zie figuur 1. Alle uitmondingen en de verbindingswateren tussen de uitmondingen en de Bovenrijn worden onderzocht. Ook de zijrivieren tot aan de eerste stuw worden onderzocht.

De Rijn ontspringt in Zwitserland en voert water uit Oostenrijk, Liechtenstein, België, Luxemburg, Frankrijk en Duitsland naar Nederland, waar de Rijn uitmondt in zee. De Rijn heeft een lengte van 1320 kilometer en een meerjarige gemiddelde afvoer van 2200 m³/s. In Nederland splitst de Rijn een aantal keren en mondt uiteindelijk op vier plaatsen uit in zee, namelijk via het IJsselmeer, het Noordzeekanaal, de Nieuwe Waterweg en het Haringvliet. Het grootste deel van het water uit het Rijnsysteem wordt via de Nieuwe Waterweg gespuid op de Noordzee. Via het Haringvliet wordt pas bij een hogere Rijnafvoer (>1700 m³/s) water gespuid, dit om verzilting van de Hollandsche IJssel (bij de Nieuwe Waterweg) tegen te gaan.



Figuur 1: Het onderzoeksgebied zoals beschreven in dit onderzoek. Het onderzoeksgebied ligt tussen het Zwitserse Basel tot en met de uitmondingen op zee in Nederland, inclusief de zijrivieren tot de eerste stuw.

2.2 Onderzoeksoort

De onderstaande tekst is gebaseerd op teksten uit 'het Kennisdocument Atlantische steur' van Sportvisserij Nederland (van Emmerik, 2004). Tegenwoordig wordt *Acipenser sturio*, ook wel Europese Atlantische steur genoemd, om verwarring met de Amerikaanse Atlantische steur (*A. oxyrinchus*) te voorkomen. Echter wordt de naam Europese Atlantische steur nog niet algemeen aanvaard. In dit rapport wordt uitsluitend *A. sturio* bedoeld, tenzij anders vermeldt wordt.

2.2.1 Oorspronkelijke verspreiding

De steur kwam voor in kustwateren en estuaria van Noorwegen, Zweden en Finland als meest noordelijk gelegen gebieden. De meest zuidelijke gebieden waren ten noorden van het Afrikaans continent. In het westen werd hun verspreiding begrensd door de Noord-Atlantische Oceaan en in het oosten werd de steur tot in de Zwarte zee waargenomen (zie figuur 2). Rond 1900 trok de steur nog alle grote, Europese rivieren op om te paaien.



Figuur 2: Historische verspreiding van *Acipenser sturio*. Het roodgestreepte geeft hun verspreiding in zee weer en de donker rode lijnen geven de rivieren, waarin de voortplanting werd voltooid, aan. De blauwe lijnen (meest landinwaarts gelegen delen) geven het stroomgebied van de rivier aan, dat niet tot het verspreidingsgebied van *A. sturio* behoorde. (Williot et al., 2011)

2.2.2 Leefwijze

Steuren brengen het grootste deel van hun leven door op zee. Volwassen steuren komen de zoete wateren op om te paaien. *A. sturio* paaide oorspronkelijk ook in de Rijn, voordat de soort uit deze rivier verdween. Aangenomen wordt dat de paaiplaatsen in de hoofdstroom van de Rijn hebben gelegen. In de Rijn begon de trek begin mei en duurde tot ongeveer half augustus, met een piek eind juni/begin juli. De trek vond voornamelijk plaats bij perioden met een hoogwaterpeil in de rivier. De migratieafstand hangt af van de waterstand en de afvoer, bij een hoge afvoer trekt de steur verder de rivier op. Daarnaast hangt de afstand die gemigreerd wordt af van de omvang van de populatie, bij een hogere dichtheid trekt de steur verder de rivier op. Per dag wordt tijdens de paaimigratie een afstand van 10 tot 15 kilometer afgelegd. Voor de maximale migratieafstanden van de steur op de Rijn wordt 840 tot 860 kilometer beschreven.

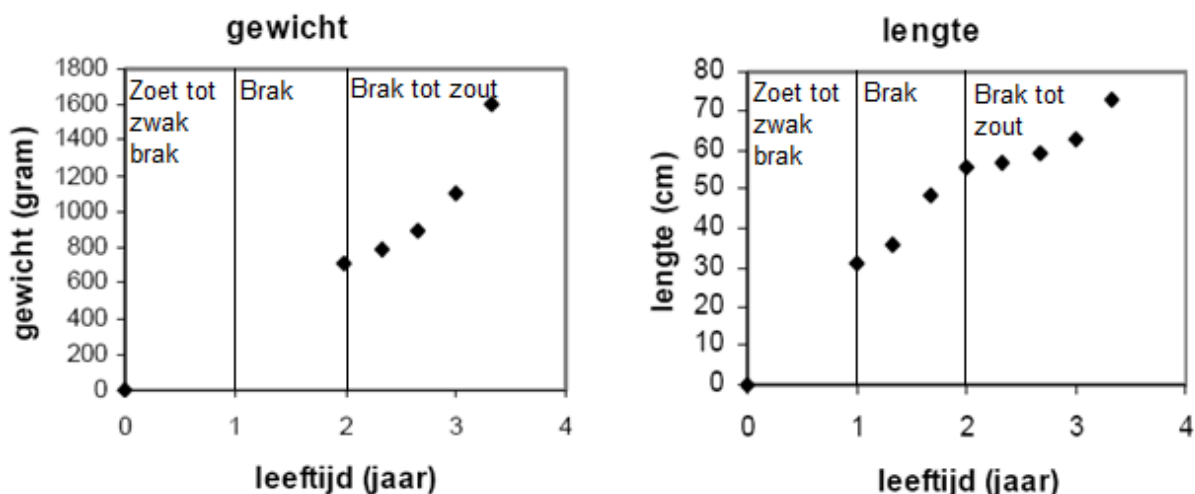
2.2.3 Voortplanting

Waar de paaigronden exact liggen in de verschillende rivieren is niet duidelijk. Ook in de Garonne en de Dordogne (Gironde stroomgebied), waar momenteel een in het wild levende populatie voorkomt, zijn de paaiplassen nooit aangetroffen, vanwege het troebele water. Toen *A. sturio* nog volop aanwezig was in het Rijnsysteem, vingen vissers vooral steuren in de diepe kommen van de rivier. Het valt te betwijfelen of hier daadwerkelijk eieren werden afgezet, aangezien deze kommen slechts lijken te hebben gediend als rustplaats tussen het paaien door (De Groot, 2002).

Vrouwtjes worden geslachtsrijp na circa 14 jaar en planten zich voort tot ongeveer 40 jaar. Mannetjes worden geslachtsrijp na circa 10 jaar en planten zich voort tot ze ongeveer 25 jaar zijn. De vrouwtjes leggen per deelname aan de paai tussen de 200.000 tot 5.700.000 eieren en migreren om de drie tot vier jaar de rivier op om te paaieren. Mannetjes, van *A. sturio*, zijn in staat jaarlijks aan de paai deel te nemen.

Bij *A. oxyrinchus* is waargenomen dat naar schatting 80 vrouwtjes in de Suwannee rivier (Florida) hun eieren op een oppervlakte kleiner dan 10.000 vierkante meter afgezetten. Jaarlijks wordt ditzelfde gebied gebruikt voor de afzet van de eieren. De eieren van *A. sturio* komen na 4 tot 5 dagen uit. Daarna kent hun ontwikkeling een 9 tot 14 dagen durende embryonale fase, hierna gaan de larven actief foerageren. Zodra de larven de uiterlijke kenmerken van een volwassen steur hebben, worden ze juvenielen genoemd.

In de loop van het eerste levensjaar zakken de steuren af tot het zoete / licht brakke gedeelte van het riviersysteem, aan het einde van het eerste levensjaar zijn ze ongeveer 30 cm groot, zie figuur 3. In het tweede levensjaar trekken de steuren richting de monding van het estuarium en ten slotte richting zee, vanaf het moment dat ze de zee opzwemmen worden ze sub-adulten genoemd. De toenemende saliniteit remt waarschijnlijk de stroomafwaartse migratie.



Figuur 3: Toename van lengte en gewicht van in 1994 geboren *A. sturio* in de Gironde (gemiddelden). *A. sturio* migreert in het eerste levensjaar van de geboorte grond richting het estuarium en verblijft daarna een aantal jaar in het estuarium, waarbij vanaf een leeftijd van 2 – 4 jaar ook zoute wateren tot hun opgroeigebieden kunnen behoren. (Rochard et al., 2001)

2.2.4 Voedsel

Juvenielen eten voornamelijk (borstel)wormen (*Polychaeta*), larven van aquatische insecten, schaaldieren (*Crustacea*) en weekdieren (*Mollusca*). De larven voeden zich in het begin ook met algen en watervlooien. De meest gegeten prooi soort varieert per jaargetijde en per deel van de rivier of het estuarium. Het is niet altijd duidelijk of jonge steuren een voorkeur hebben voor een bepaalde prooi of dat de keuze van de prooi wordt bepaald door de meest aanwezige prooi. De volwassen steur eet voornamelijk bentische, ongewervelde dieren, zoals weekdieren (*Mollusca*), (borstel)wormen (*Polychaeta*) en pissebedden/ garnalen (*Crustacea*). Daarnaast worden ook kleine vissen, zoals ansjovis, zandspiering en verschillende grondelsoorten, gegeten. In de Gironde is aangetoond dat de verspreiding van juveniele steuren in het estuarium sterke overeenkomsten heeft met de verspreiding van borstelwormen (*Polychaeta*) (Williot & Rochard, CEMAGREF; Brosse *et al.*, 2011).

2.3 Literatuurstudie

De literatuur die voor dit onderzoek relevant was, dateert van begin 20^e eeuw tot en met het heden. Doordat veel Europese steurpopulaties uitgestorven waren voordat er onderzoek gedaan werd naar de oorzaken of oplossingen voor het teruglopende aantal steuren, is er weinig kennis van de steur beschikbaar. Hierdoor zijn oudere bronnen onmisbaar geworden. Bij oudere literatuur werd rekening gehouden met de kennis die toen ontbrak, zoals de kennis van DNA, waardoor de steur die voorheen voorkwam in de Oostzee wordt gezien als een andere soort, namelijk *A. oxyrinchus*.

De informatie die verzameld werd tijdens de literatuurstudie betreft kennis over ecologie, habitateisen, beleidsstatus en de huidige risico's voor de steur. Niet alle facetten waren bekend voor *A. sturio*, daarom wordt ook literatuur over de nauw verwante soort *Acipenser oxyrinchus* meegenomen. Het gebruik van deze data is zorgvuldig gebeurd, dit in verband met het feit dat niet alle aspecten van deze soort te vergelijken is. Ook is nagegaan middels de literatuurstudie, in hoeverre de elft (*Alosa alosa*) met de steur te vergelijken is, omdat de elft ongeveer hetzelfde migratiepatroon als de steur heeft en er voor de elft alwel paaigebieden zijn aangewezen in het Rijnsysteem.

De betrouwbaarheid van de informatie wordt zoveel mogelijk gewaarborgd. Waarbij kennis van CEMAGREF (Frankrijk) of het IGB (Duitsland) als zeer betrouwbaar en bruikbaar wordt beschouwd. Dit omdat door deze instanties sinds geruime tijd *A. sturio* onderzocht wordt en in gevangenschap gekweekt en gehouden worden.

2.4 Gebruik data

Uit de literatuurstudie worden belangrijke habitatcriteria voor de verschillende levensfasen van *A. sturio* duidelijk. In de literatuur worden veel verschillende waarden genoemd voor de habitateisen, waardoor het maken van een selectie in habitateisen noodzakelijk is. Bij het maken van deze selectie wordt rekening gehouden met de betrouwbaarheid, de verschijningsdatum en het aantal referenten dat naar de bepaalde bron verwijst. Aan ieder criterium wordt een minimale en maximale waarde toegekend om een analyse in GIS en vergelijking met andere soorten mogelijk te maken.

2.5 Paaigebieden

In de literatuur worden verschillende waarden genoemd, wat betreft criteria voor het habitat voor de verschillende levensfasen van *A. sturio*. Om een lijst met eenduidige criteria op te stellen, is rekening gehouden met de expertise van verschillende onderzoekers. De heer Gessner heeft in zijn loopbaan veel gedaan op steurgebied en heeft zeer recent een verslag gepubliceerd, waarin habitatcriteria zijn opgenomen, zie Gessner & Schütz (2011).

In het rapport van Gessner & Schütz zijn de gegevens voor de paaigebieden afkomstig van de kennis van de nauw verwante steursoort in Amerika, *Acipenser oxyrinchus*, waarvan de paaiplaatsen wel bekend zijn. De waarden in tabel 1 moeten echter niet worden gezien als uitsluitende waarden, maar als optimale waarden. De elft, fint, zalm en zeeforel stellen bij benadering dezelfde waterkwaliteitscriteria (temperatuur, zuurstof, zuurgraad & Elektrische Geleidend Vermogen (EGV) als *A. sturio* (Schneiders *et al.*, 2009). Deze vissen komen tegenwoordig in grotere aantallen voor in de Rijn dan in de jaren '70 (Gessner pers. comm., 2012). Aangenomen kan worden dat ook de, door *A. sturio* gestelde waterkwaliteitseisen, in het Rijnsysteem tegenwoordig op acceptabele niveaus zijn. Het substraat, de stroomsnelheid en de scheepvaart zijn lokale variabelen en bepalen daardoor in hoge mate de plaatsen waar *A. sturio* zich zou kunnen voortplanten.

Tabel 1: Opgestelde habitatcriteria voor paaigebieden van *A. sturio*.

Variabelen	Criteria
Temperatuur	17 – 20 °C ¹
Zuurstof	>6 ppm of mg/l ²
Zuurgraad (pH)	6,5 – 8,0 ³
Elektrisch Geleidend Vermogen (EGV)	<500 µS/cm ⁴
Substraat (diameter)	25 – 300 mm ⁵
Stroomsnelheid	0,6 – 2,2 m/s ⁶
Scheepvaart	Niet over paaiplaatsen ⁷

¹ Ehrenbaum, 1936 in Gessner & Bartel, 2000; Gessner & Schütz, 2011

² Jakob, 1996 en diverse refs. in Jakob, 1996; Trouvery *et al.*, 1984; Holčík, 1989; Landesanstalt für Ökologie, 1996 in Van Winden *et al.*, 2000; Gessner & Schütz, 2011

³ Gessner & Schütz, 2011

⁴ Gessner & Schütz, 2011

⁵ Gessner & Schütz, 2011

⁶ Gessner & Schütz, 2011

⁷ Gessner & Schütz, 2011

De waterkwaliteitscriteria die genoemd worden voor de paaigebieden, zijn middels meetpunten in de Duitse Rijn, maps.wasserblick.net (2012 (i)), gecontroleerd. Voor elke variabele zijn het minimum, maximum en de gemiddelde waarde in 2010 bepaald. In de hoofdstroom van de Rijn vanaf de Nederlandse-Duitse grens tot en met Basel worden vier meetpunten weergegeven, op volgorde zijn dit: Bimmen / Lobith, Koblenz / Rhein, Seltz / Lauterbourg am Rhein en Weil am Rhein. De vergelijking van deze meetpunten met de waterkwaliteitscriteria voor de paaiplaatsen, is gemaakt om na te gaan in hoeverre de gemeten waarden afwijken van de optimale waterwaarden voor *A. sturio*, maar hebben geen invloed gehad op het aanwijzen van de potentieel geschikte paaigebieden. Voor het bepalen van potentieel geschikte paaigebieden, is gebruik gemaakt van het rapport dat paaigebieden voor de elft (*Alosa alosa*) beschrijft (Scharbert, 2010), de variabelen waarmee in dat rapport rekening is gehouden, de stroomsnelheid en waterdiepte, hebben overlap met de criteria van *A. sturio*. De paaigebieden voor de elft zijn middels veldbezoeken door twee experts, op het gebied van de elft, aangewezen. Een afwijking als gevolg van een analyse is daardoor niet aanwezig. Er kan vanuit worden gegaan dat de gebieden, in elk geval voor de elft, een hoge mate van geschiktheid vertonen.

Daarnaast zijn de voormalige paaigebieden door van Emmerik (2004) beschreven. Hierin is uit historische bronnen, een selectie gemaakt voor de paaigebieden. Dit betreft een aantal grove gebieden. Door beide selecties in één figuur te plaatsen, werd het inzicht verduidelijkt.

2.6 Opgroeigebieden

De opgroeigebieden worden ook beschreven in Gessner & Schütz (2011) en moeten net als de criteria van de paaigebieden, worden gezien als optimale waarden. De genoemde waterkwaliteitscriteria (zie tabel 2), zullen net als de criteria voor de paaiplaatsen, weer op acceptabele niveaus zijn, omdat inmiddels de meeste stromingsminnende vissoorten weer in grotere aantallen voorkomen (Gessner pers. comm., 2012). In het rapport van Gessner & Schütz wordt echter geen rekening gehouden met het zoutgehalte, terwijl in andere bronnen hiervoor wel criteria worden aangegeven. De stroomsnelheid, substraat en het zoutgehalte zijn lokale variabelen en bepalen daarom waarschijnlijk in hoge mate de plekken waar de jonge steuren voorkomen.

Criteria die *A. sturio* stelt aan de waterkwaliteit zijn voor de Nederlandse rivieren vergeleken met de door Rijkswaterstaat gemeten meetpunten in het Rijnsysteem (live.waterbase.nl (2012(i)). Per variabele zijn de minimum, maximum en gemiddelde waarden bepaald voor 2011. In de verschillende Rijntakken in Nederlandse rivieren wordt op 23 verschillende locaties gemeten, de uitkomsten van deze berekeningen is in bijlage I weergegeven. Deze vergelijking heeft geen uitsluitende functie gehad, maar is bekeken om na te gaan in hoeverre de huidige waarden afwijken van de criteria die *A. sturio* stelt.

Tabel 2: Opgestelde habitatcriteria voor opgroeigebieden van *A. sturio*. 1^{ste} geeft de criteria die gesteld worden voor steuren van 0 tot 1 jaar aan en 2^{de} geeft de criteria die gesteld worden voor de steuren van 1 tot 2 jaar aan.

Variabelen	Criteria
Zuurstof	>5,5 ppm of mg/l ⁸
Zuurgraad (pH)	6,5 – 8,0 ⁹
Elektrisch Geleidende Vermogen (EGV)	1 ^{ste} <700 µS/cm ¹⁰ 2 ^{de} geen beperkingen ¹¹
Zoutgehalte	1 ^{ste} < 8 ‰ ¹² 2 ^{de} <25 ‰ ¹³
Substraat	Zand / zachte ondergrond ¹⁴
Stroomsnelheid	1 ^{ste} <0,8 m/s ¹⁵ 2 ^{de} <1,4 m/s ¹⁶

Voor het bepalen van de potentieel geschikte opgroeigebieden is rekening gehouden met het zoutgehalte. De minimale waarde is gezet op 1 ‰, omdat in het Gironde estuarium de jonge steuren vanaf dit zoutgehalte gevangen werden (Brosse *et al.*, 2011). Het gebied tussen 1 ‰ en 8 ‰ wordt daarom beschreven als potentieel geschikt gebied voor de eerstejaars steuren en het gebied tussen 1 ‰ en 25 ‰ wordt beschreven als potentieel geschikt gebied voor de tweedejaars steuren. Middels het zoutgehalte is een schatting gemaakt van het gebied dat binnen deze grenzen valt. Hierbij is van de maximale zoutgehalten uitgegaan, waardoor de schatting het grootst mogelijke potentieel geschikt gebied weergeeft.

2.7 Haringvlietscenario's

In de MER rapportage (Rijkswaterstaat, 1998) zijn de verschillende scenario's gespecificeerd, deze vier scenario's (nul alternatief, gebroken getij, getemd getij en stormvloedkering) zijn voor dit rapport nader onderzocht om de effecten van de verschillende scenario's op *A. sturio* te bepalen. De indringing van zout in het Haringvliet is hierbij gebruikt om na te gaan wat de oppervlakte vergroting voor het totaal potentieel geschikt opgroeigebied is. Hiervoor zijn de chloride indringing grafieken uit het MER rapportage gebruikt.

In zeewater is ongeveer 18 g/l chloride en 34,5 g/l, oftewel 34,5 ‰ zout aanwezig. Chloride maakt deel uit van het zout, daarom is het mogelijk om met de grafieken uit de MER rapportage een schatting te maken van de zout indringing in het Haringvliet. Het is niet mogelijk om exact te voorspellen hoe groot het potentieel geschikt opgroeigebied voor *A. sturio* is, mede omdat de zout indringing afhankelijk is van veel meer variabelen, zoals wind en het getij. Per scenario is voor drie afvoeren bij Lobith de zout indringing in het Haringvliet in kilometers bepaald, zie tabel 3.

⁸ Gessner & Schütz, 2011

⁹ Gessner & Schütz, 2011

¹⁰ Gessner & Schütz, 2011

¹¹ Gessner & Schütz, 2011

¹² Elie, 1997 in Rosenthal *et al.*, 2009

¹³ Rosenthal *et al.*, 2009; Rochard *et al.*, 2001; Winden *et al.*, 2000

¹⁴ Gessner & Schütz, 2011

¹⁵ Gessner & Schütz, 2011

¹⁶ Gessner & Schütz, 2011

Tabel 3: De zout indringing in het Haringvliet bij de vier verschillende scenario gedurende verschillende afvoeren bij Lobith. Cellen met een streepje staan voor het niet voorkomen van het benoemde zoutgehalte bij die afvoer in dat scenario aan de binnenzijde van de Haringvlietdam.

Afvoer (m ³ /s)	25 ‰ grens (km)	8 ‰ grens (km)	1 ‰ grens (km)	Afvoer (m ³ /s)	25 ‰ grens (km)	8 ‰ grens (km)	1 ‰ grens (km)
Nul alternatief (huidige)				Getemd getij			
1000	-	-	-	1000	-	5	11
2200	-	-	-	2200	-	-	2
4500	-	-	-	4500	-	-	-
Gebroken getij				Stormvloedkering			
1000	-	-	-	1000	-	9	20
2200	-	-	1,75	2200	-	1,5	6,25
4500	-	-	-	4500	-	-	-

In ArcGIS van ESRI (ArcMap 10) is een lijn getrokken over de Haringvlietdam en vervolgens is hier omheen met de functie 'Multiple Ring Buffer' per scenario per afvoer (mits een positieve waarde in tabel 3) een buffer gemaakt. Middels de functie 'Clip' zijn de scenario's uitgeknipt in het Haringvliet. Voor de scenario's is per afvoer een kaart ontstaan met de zout indringing, waarvan de oppervlaktes konden worden berekend.

2.8 Risico analyse

Wanneer er voldoende geschikt habitat voor de verschillende leeftijdsfasen van *A. sturio* in het Rijnsysteem aanwezig zou zijn, geeft dat geen garantie op het herstel van een steurpopulatie in het Rijnsysteem. Ten eerste was het van belang om overzichtelijk te krijgen, welke risico's een negatieve invloed (kunnen) hebben op het succes van de steur in het Rijnsysteem.

Ten tweede werd gekeken naar de invloed van deze risico's op een toekomstige steurpopulatie in het Rijnsysteem. Voor ieder beschreven risico werd er beoordeeld in hoeverre dit risico in de Rijn een rol speelt. De aanwezige risico's zijn verder onderzocht met wat betreft de mogelijke invloed op de steur. De risico's die in de analyse beschreven worden, zijn gerangschikt op de mate van invloed die ze kunnen hebben op een toekomstige steurpopulatie.

Ten derde is er in deze risico analyse gekeken of er oplossingen mogelijk zijn voor deze risico's, zodat het negatieve effect op een toekomstige steurpopulatie zou kunnen verminderen of verdwijnen. De mogelijke oplossingen zijn zowel door literatuurstudie als door inzichten van experts duidelijk geworden.

3 Resultaten

3.1 Paaigebieden

De paaigebieden voor *A. sturio* kunnen niet exact worden aangewezen. Het gaat daarom in deze paragraaf om een selectie van gebieden die in potentie geschikt lijken als paaihabitat voor *A. sturio*.

De door zowel Rijkswaterstaat als ICBR gemeten waterwaarden, zoals zuurgraad, zuurstofgehalte, EGV en zoutgehalte vormen geen belemmering voor de paai. Hoewel de pH waarde in het Rijnsysteem gemiddeld over een jaar ongeveer 8 is, zal deze waarde geen belemmering vormen om te paaieren. Voor een optimale eiontwikkeling dient de deze waarde tussen de 6,5 en 8,0 te liggen. Het EGV in het Rijnsysteem neemt in stroomafwaartse richting toe en overschrijdt de optimale waarde tussen Koblenz en Lobith (Maps.wasserblick.net, 2012 (i)). Het zuurstof gehalte in het gehele Rijnsysteem blijft het hele jaar boven de 6,0 mg/l en het zoutgehalte varieert van 0,2 tot 0,4 ‰ (Maps.wasserblick.net, 2012 (i); Live.waterbase.nl, 2012 (i) en vormen daarmee geen belemmering voor de voortplanting.

3.1.1 Vergelijking paaigebieden onderzoek elft

Een vergelijking is gemaakt met de paaigebieden van de elft, omdat zowel de elft als *A. sturio* op grind paaieren en vrijwel dezelfde migratieroute hebben. In de selectie voor de paaigebieden van de elft is rekening gehouden met diepte, stroomsnelheid en substraat, welke grote overeenkomsten met dat van *A. sturio* vertonen. Echter kunnen deze gebieden niet één op één worden overgenomen. De beschreven eisen voor het paaisubstraat van de elft zijn ruimer, zo zouden elften ook op zandbodems paaieren, voor de steur worden uitsluitend grindige tot stenige bodems beschreven. Het is uit het rapport, Scharbert 2010, niet mogelijk om op te maken welke bodems hier zandig zijn, wel wordt er in het rapport aangegeven dat veel aangewezen plaatsen in zijrivieren van de Rijn zandig zijn, welke waarschijnlijk ook vanuit historische waarnemingen minder interessant bleken voor *A. sturio*. Verder heeft de steur een grotere voorkeur voor diepere delen van rivieren dan de elft. Met deze verschillen dient rekening gehouden te worden in de vergelijking tussen de paaiplaatsen van de elft en die van *A. sturio*.

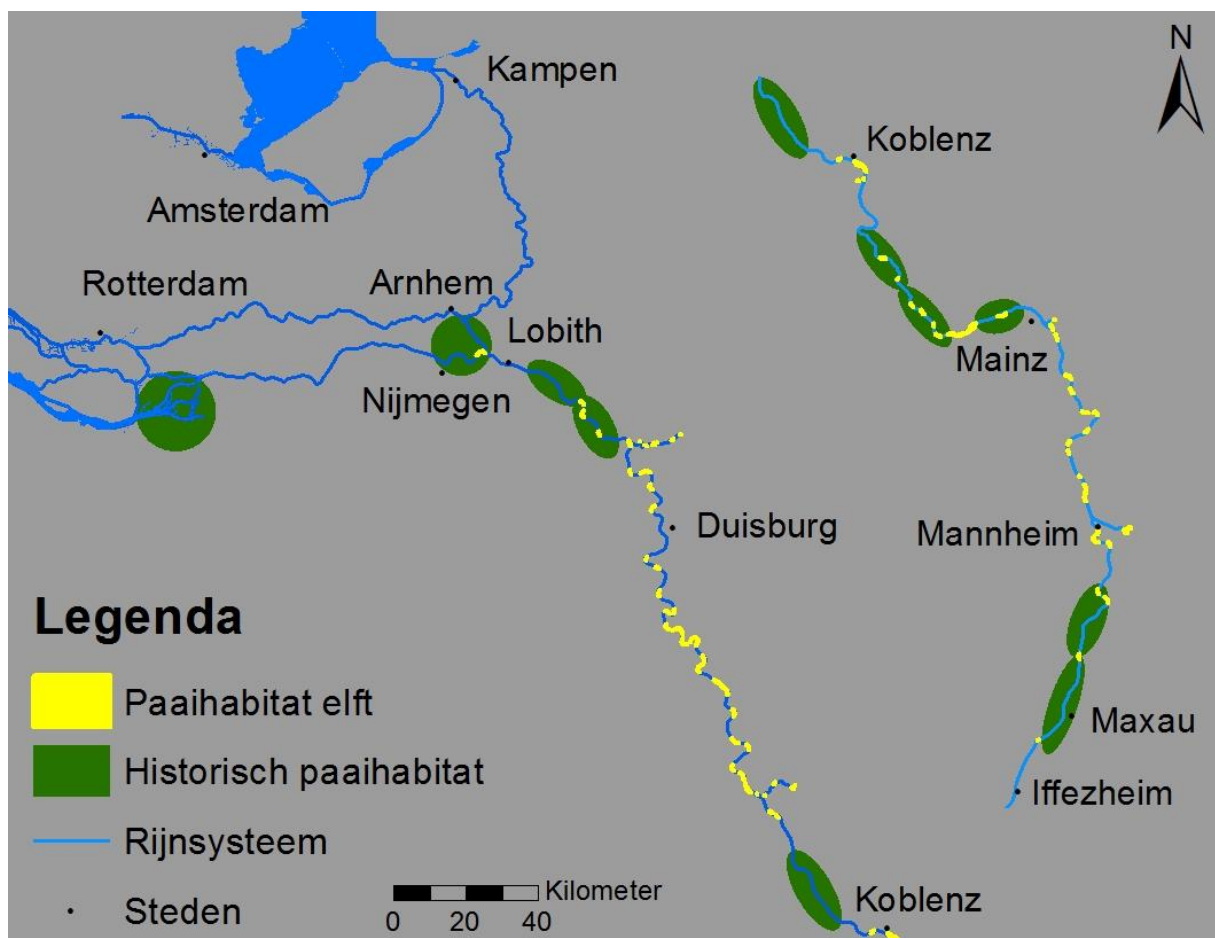
In figuur 4 zijn de paaigebieden van de elft afgebeeld. Eén van de geselecteerde gebieden ligt in Nederland, in de Waal bij Millingen. De overige 82 gebieden liggen in Duitsland. Het merendeel van de geselecteerde gebieden betreft binnenbochten van de rivier, andere potentieel geschikte paaigebieden liggen in nevengeulen of in zijrivieren over de gehele breedte van de rivier. Tussen Duisburg en Koblenz is een zwaarte punt zichtbaar. Verder stroomopwaarts, tussen Koblenz en Mannheim worden ook nog veel potentieel geschikte paaiplaatsen aangetroffen. Nog verder stroomopwaarts lijkt het aantal potentieel geschikte gebieden meer en meer af te nemen.

3.1.2 Vergelijking historische paaiplaatsen

Door middel van het analyseren van historische paaiplaatsen heeft van Emmerik (2004) bepaald waar de mogelijke paaiplaatsen zouden liggen. In het document van van Emmerik worden meerdere grove gebieden aangegeven als geschikt, zie figuur 4 voor deze gebieden. Hierbij zijn gebieden met juiste dynamiek, rekening houdend met stroomsnelheid, afvoerregime in het voorjaar, grootte van de grindfractie, schuilplekken voor larven en diepte (incl. kuilen), geselecteerd.

Voor de Biesbosch, aangeduid door van Emmerik (2004), bestaat grote twijfel of er ooit paai van *A. sturio* heeft plaatsgevonden. In de bron (Deelden & Huussen, 1973 in De Groot, 1992) waar de Biesbosch als paaigebied wordt beschreven, wordt niet aangegeven waarop deze bevinding gebaseerd is. Ook lijkt het doel uit deze bron om de kuilvisserij in de Zuiderzee van de schuld van de achteruitgang van *A. sturio* te ontzien, waardoor de twijfel omtrent de Biesbosch als paaigebied voor *A. sturio* groeit. (De Groot, 1992) Bij Arnhem en Nijmegen bevindt zich dan het eerste potentiële paaigebied en het tweede vlak over de Nederland – Duitse grens. Het derde stuk wordt pas vlak voor Koblenz aangetroffen. De andere potentiële gebieden worden aangetroffen tussen Koblenz en Mainz en tussen Mannheim en Iffezheim.

Wanneer de paaigebieden vanuit het onderzoek naar de elft en de historische paaigebieden in één kaart worden weergegeven, valt op dat er een beperkt aantal gebieden in beide bronnen tegelijk als geschikt wordt aangegeven.



Figuur 4: De paaigebieden uit het onderzoek naar de elft (licht geel) (Scharbert, 2010) en de paaigebieden uit het kennisdocument 'Atlantische steur' (donker groen) (van Emmerik, 2004)

Bovenstrooms van Iffezheim ligt meer potentieel geschikt paaihabitat, deze gebieden zijn door de aanleg van een stuw (Iffezheim) in 1978 moeilijk bereikbaar geworden voor *A. sturio*. *A. sturio* zou nog via scheepvaartsluizen stroomopwaarts kunnen migreren (Hop, 2011).

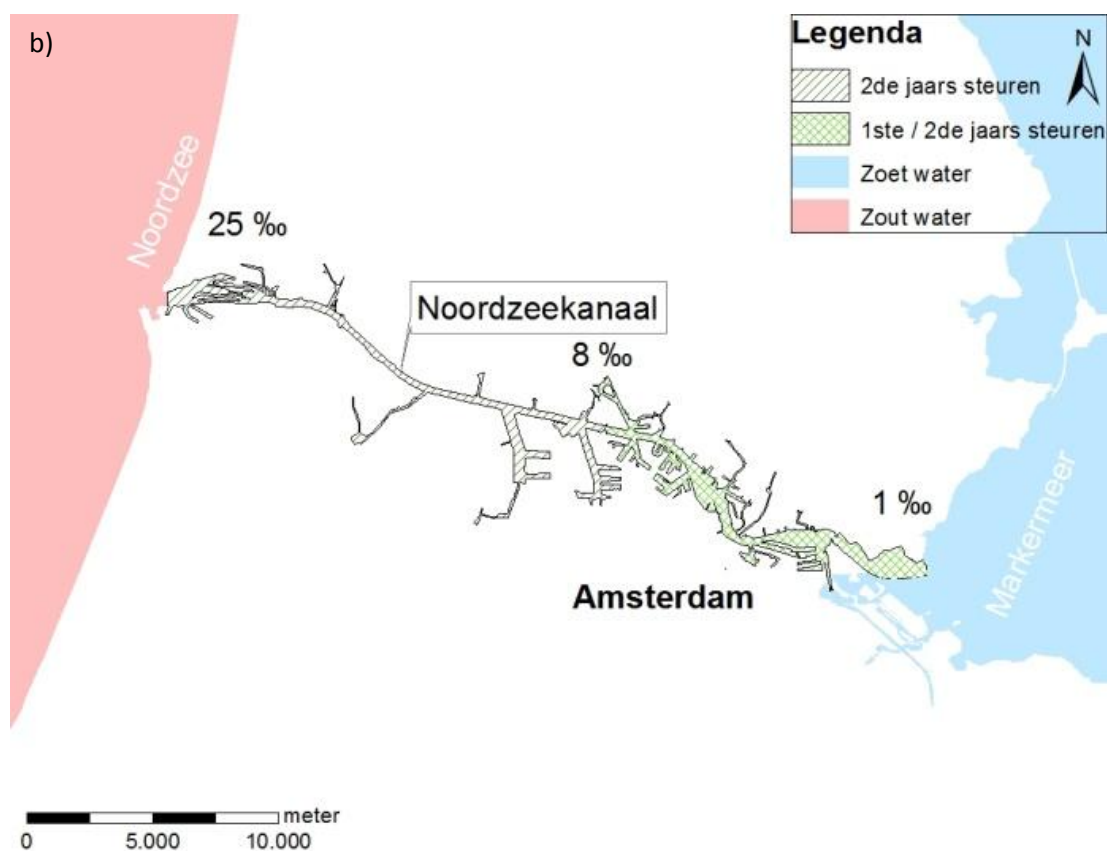
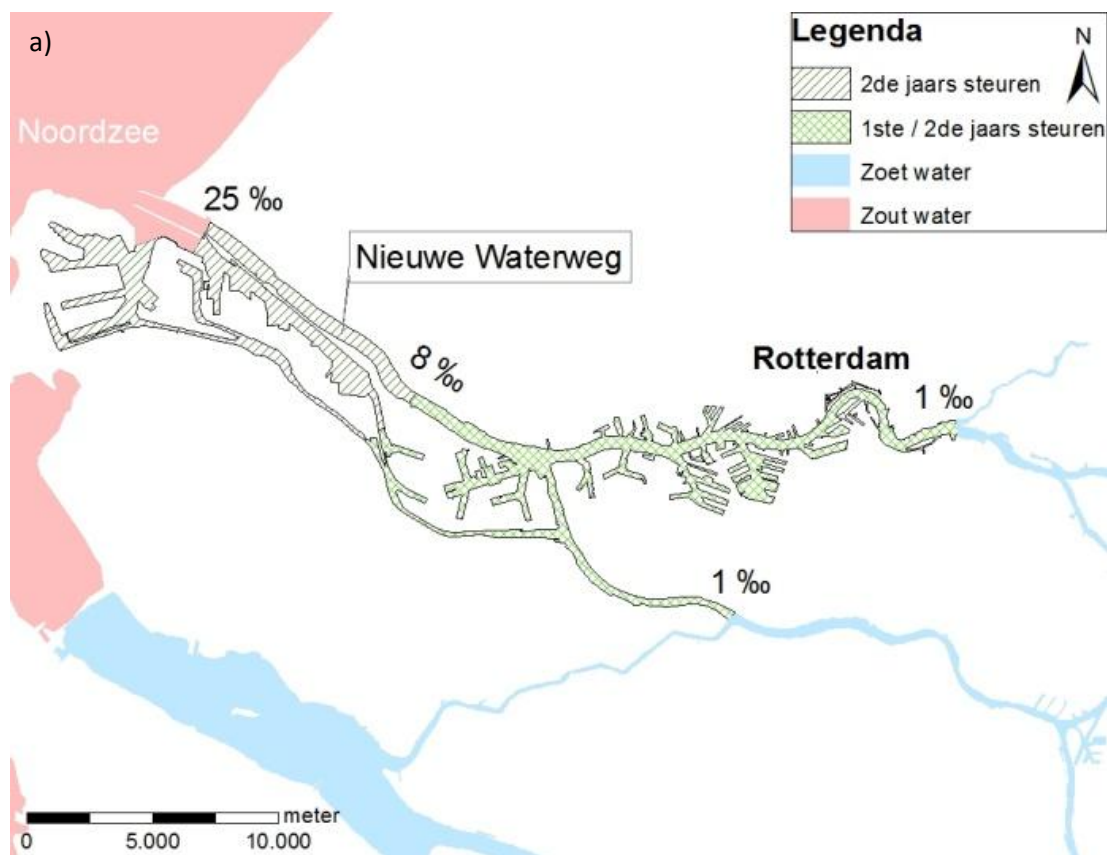
3.2 Opgroeigebieden

Voor het bepalen van het opgroeigebied van *A. sturio* is gebruik gemaakt van de kennis die is opgedaan tijdens onderzoek naar juveniele steuren in de Gironde, Frankrijk. Brosse *et al.* (2011) beschrijven uitkomsten van dit onderzoek naar juveniele *A. sturio* in het estuarium. In het rapport van het onderzoek in de Gironde wordt duidelijk dat zoutgehalte een belangrijke rol speelt. Volgens Niklitschek & Secor (2009) consumeert een nauwverwante steursoort, *A. oxyrinchus*, meer in het brakke water, waardoor de groei toeneemt, zie bijlage II.

3.2.1 Vergelijking Gironde estuarium

Tijdens het onderzoek in de Gironde werd *A. sturio* gevangen vanaf 1 ‰ en op een minimale diepte van twee meter (Brosse *et al.*, 2011). Om de opgroeigebieden voor de eerstejaars steuren in het Rijnsysteem te kunnen bepalen zijn de gebieden met een zoutgehalte van 1 ‰ tot en met 8 ‰ geselecteerd. Voor de opgroeigebieden van de tweedejaars steuren is het gebied van 1 ‰ tot en met 25 ‰ gezien als geschikt gebied. Hierbij is een eventuele zoet-zout overgang op de Noordzee of in de Waddenzee niet meegenomen, omdat het verloop hiervan niet duidelijk is en wanneer de stuwen gesloten worden, het water buiten de stuw zout wordt.

In het Rijnsysteem blijven dan twee zoet-zout overgangen over, het Noordzeekanaal (NZK) en de Nieuwe Waterweg (NW). Het Haringvliet en het IJsselmeer zijn in de huidige situatie het hele jaar zoet. De oppervlakten van de zoet-zout overgangen zijn berekend en op een kaart ingetekend, waarbij rekening gehouden is met de kennis van de *A. sturio* populatie in het Girondesysteem. De Nieuwe Waterweg levert voor de eerste- en tweedejaars steuren een oppervlakte van maximaal 3113 ha en voor de tweedejaars steuren komt daar ongeveer 2648 ha bij. Het Noordzeekanaal levert voor de eerste- en tweedejaars steuren een maximale oppervlakte van ongeveer 1302 ha op en daaraan wordt 1212 ha toegevoegd voor de tweedejaars steuren, zie figuur 5. Hierbij moet de kanttekening gemaakt worden dat deze gebieden voor een groot deel haven gebieden zijn en dus druk bevaren worden, in hoeverre hier voedsel aanwezig is voor jonge *A. sturio*, is niet bekend, maar zou door veel scheepvaart minder zijn dan in een natuurlijk estuarium.



Figuur 5: Potentieel opgroei gebied voor *A. sturio* in het Rijnsysteem, de Nieuwe Waterweg (a) en het Noordzeekanaal (b).

3.3 Haringvlietscenario's

De Haringvlietdam zorgt voor grote problemen omtrent vismigratie. Anadrome (zoals *A. sturio* en de zalm) en katadrome (zoals de paling) vissoorten ondervinden problemen bij de Haringvlietdam, doordat het zoet-zoutgradient ontbreekt. Voor *A. sturio* is dit zoet-zoutgradient extra belangrijk, omdat deze vis er zijn eerste 2 tot 4 levensjaren opgroeit. In Nederland zijn buiten het Haringvliet meer migratie obstakels, die migratie van het zoute naar het zoete water belemmeren, zoals de Zeeuwse delta en de Afsluitdijk.

De modellen die gebruikt zijn voor het bepalen van de scenario's zijn afkomstig uit het rapport MER beheer Haringvlietssluisen (1998). In dit rapport worden vier verschillende scenario's uitvoerig beschreven, het 'nul alternatief', 'gebroken getij', 'getemd getij' en 'stormvloedkering'.

3.3.1 Scenario beschrijving

In bijlage IV is te zien wanneer en hoever de Haringvlietdam bij verschillende afvoeren bij Lobith geopend worden (gemiddelde afvoer bij Lobith over 20 jaar; zie bijlage III). Bij het 'nul alternatief' wordt de Haringvlietdam met vloed nooit opengezet, waardoor zout indringing niet mogelijk is. Bij het 'gebroken getij' scenario is zout indringing beperkt mogelijk, bij dit alternatief wordt bij een gemiddelde afvoer de stuw voor een deel tijdens vloed opengezet, bij een lage afvoer zou zout te ver binnendringen en bij een hoge afvoer zou er te veel erosie optreden waardoor de sluizen dicht blijven. De stuw zal in dit scenario ongeveer 40% van de tijd bij vloed geopend zijn. Bij het 'getemd getij' alternatief wordt een redelijke zout indringing geaccepteerd en staat de natuurwaarde van het gebied voorop. In dit alternatief wordt alleen bij lage afvoeren de stuw gesloten tijdens vloed, omdat zout dan te ver zou indringen. De Haringvlietdam zal in dit scenario ongeveer 95% van de tijd bij vloed geopend zijn. Het laatste alternatief, 'stormvloedkering', gaat uit van een natuurlijk estuarium, tenzij de veiligheid in gevaar komt. Bij dit laatste alternatief staat de stuw het gehele jaar open en wordt alleen gesloten op het moment dat het water in de Noordzee buitengewoon hoog staat (bij Hoek van Holland hoger dan NAP + 2 meter).

3.3.2 Zoutindringing

De indringing van zout bij de verschillende alternatieven wordt weergegeven in bijlage V. Bij het 'nul alternatief' vindt er geen zout indringing plaats, bij het 'gebroken getij' dringt het zout bij een afvoer van 2200 m³/s (gemiddelde afvoer) bij Lobith (Duits – Nederlandse grens) tot 2,5 km het Haringvliet in, bij een lagere en hogere afvoer neemt de zout indringing af.

Bij het 'getemd getij' alternatief dringt het zout bij een afvoer van 1000 m³/s tot ongeveer 15 km door en neemt af bij een hogere afvoer bij Lobith. Bij het 'stormvloedkering' alternatief dringt het zout tot meer dan 20 km het estuarium in, bij een afvoer van 1000 m³/s.

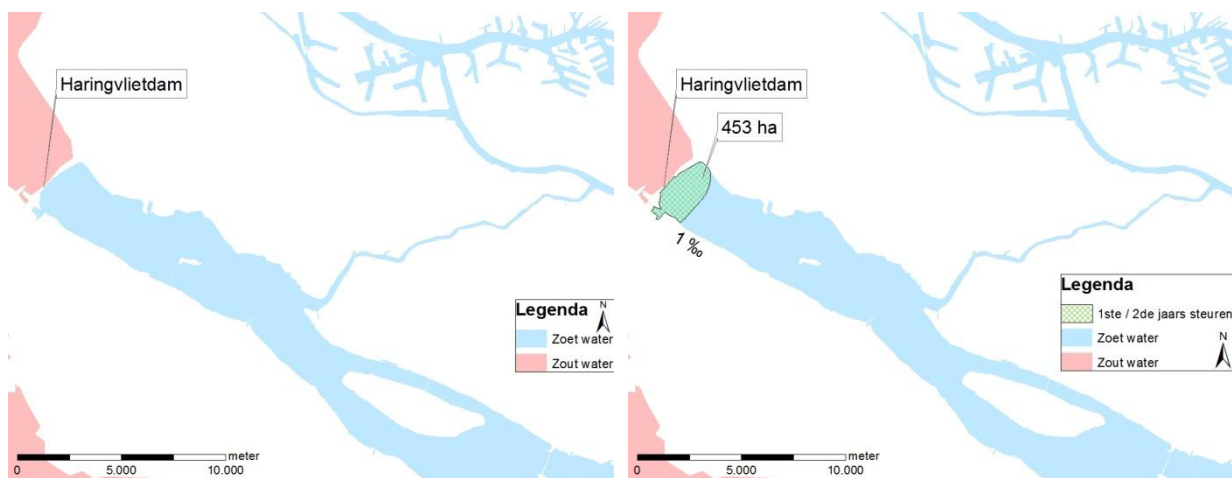
Het 'nul scenario' wordt momenteel toegepast en wordt eerder in dit rapport beschreven (zie paragraaf 3.2 'Opgroeigebieden'). De drie resterende scenario's worden in deze paragraaf verder beschreven. Doordat de opening van de stuw bij de verschillende afvoeren erg verschilt per alternatief, kunnen niet enkel de uitkomsten bij een gemiddelde of lage afvoer worden weergegeven, daarom worden alle uitkomsten van de berekeningen met de gegevens in bovenstaande grafieken

weergegeven. Bij een afvoer van 4500 m³/s is in alle scenario's het Haringvliet volledig zoet, deze afbeeldingen zijn daarom weggelaten.

Het potentieel geschikt opgroeigebied dat ontstaat bij een lage afvoer (1000 m³/s bij Lobith) in het getemd getij alternatief is 1988 ha voor de eerste- en tweedejaars steuren en 1350 ha extra voor de tweedejaars steuren, zie figuur 10 a, c & e.

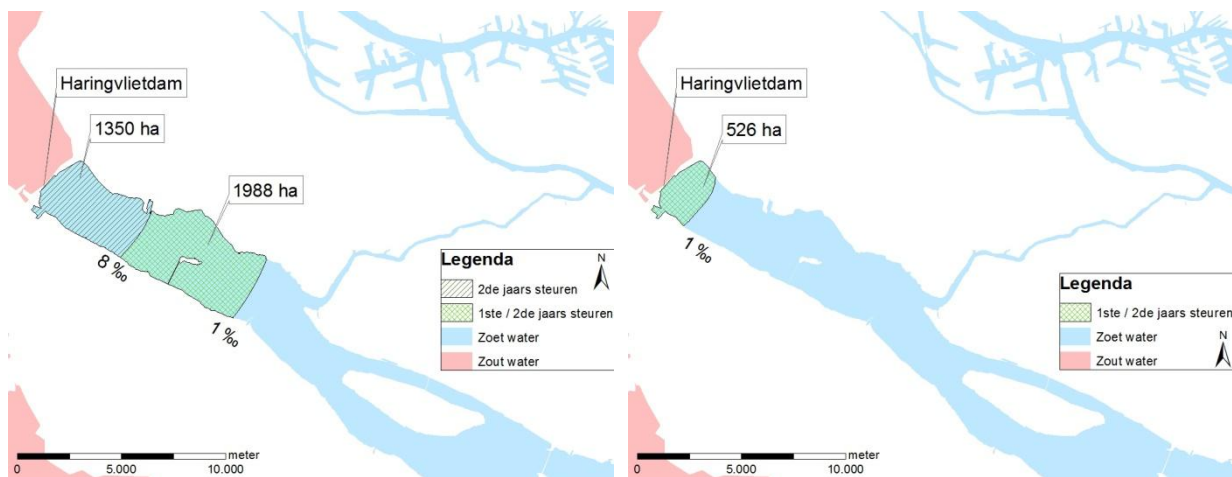
In figuur 10 b, d & f worden de gebieden tot 1 ‰ weergegeven, bij een afvoer van 2200 m³/s bij Lobith. Opvallend is dat het gebroken getij alternatief bijna net zoveel opgroei-habitat voor eerste- en tweedejaars steuren oplevert als het getemd getij alternatief, respectievelijk 453 ha en 526 ha. Het stormvloedkering alternatief levert aanzienlijk meer potentieel geschikt opgroei-habitat op, namelijk 1350 ha voor eerste- en tweedejaars steuren en 374 ha extra voor tweedejaars steuren.

In dit resultaat is alleen rekening gehouden met het zoutgehalte, het totale gebied komt dus neer op de gehele oppervlakte zoet-zout overgangswateren van het Rijnsysteem. In vergelijking met het oorspronkelijke Rijnsysteem, waarbij het Haringvliet, Grevelingen en de Zuiderzee nog een natuurlijke zoet-zoutovergang kenden, is de totale oppervlakte waar juveniele steuren kunnen opgroeien flink in omvang afgenomen. Hierbij moet duidelijk zijn dat met de momenteel beschikbare informatie en meetgegevens de potentiële gebieden buitendijks niet in kaart gebracht konden worden.



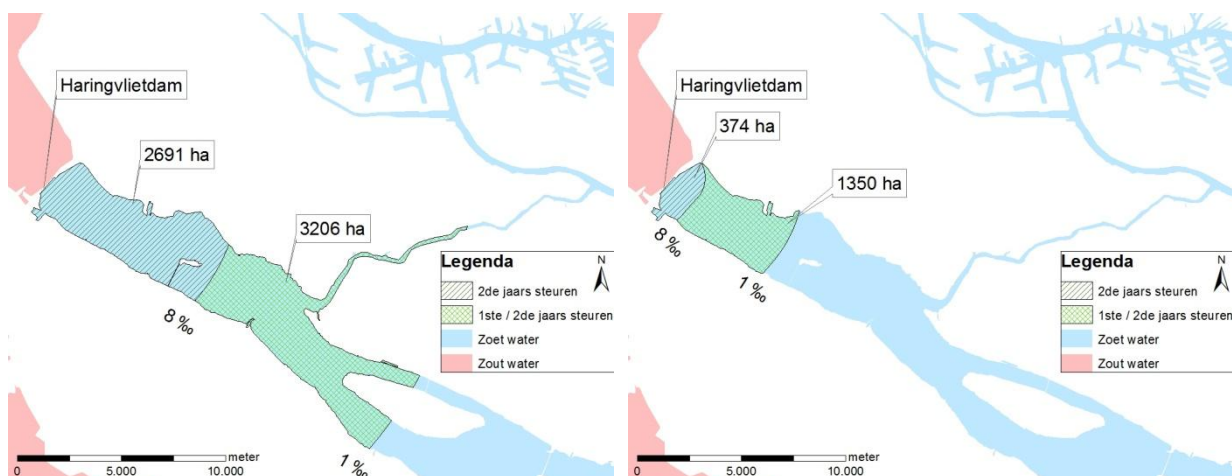
a) Gebroken getij, 1000 m³/s

b) Gebroken getij, 2200 m³/s



c) Getemd getij, 1000 m³/s

d) Getemd getij, 2200 m³/s



e) Stormvloedkering, 1000 m³/s

f) Stormvloedkering, 2200 m³/s

Figuur 6: Oppervlakte potentieel opgroei gebieden voor eerste- en tweedejaars *A. sturio* in het Haringvliet bij scenario's (Kierbesluit): 'gebroken getij' (a & b), 'getemd getij' (c & d) en 'stormvloedkering' (e & f).

3.4 Risico analyse

Naast het vaststellen van het potentieel geschikt paai- en opgroeihabitat voor *A. sturio* in de huidige situatie is het ook van belang om de effecten van mogelijke andere risico's die de steur kan ondervinden duidelijk in beeld te hebben. Aangezien er in het huidige Rijnsysteem geen levensvatbare *A. sturio* populatie aanwezig is, is er gekeken naar de risico's die zich voor kunnen doen wanneer de populatie in het Rijnsysteem zijn minimale levensvatbare grootte (1000 paren) heeft bereikt (Klein Breteler & Kranenbarg, 2000). Aangezien vrijwel alle risico's, beschreven in literatuur, zich manifesteren in hetzelfde water van het Rijnsysteem is het logisch dat veel van deze risico's een sterke samenhang en onderlinge invloed hebben. Om een toekomstige populatie in het Rijnsysteem zeker te stellen zullen al deze risico's met onderlinge invloed duidelijk moeten worden. Het is daarbij noodzaak te kijken naar de historische invloed en de tendens van ieder risico, zodat de gevolgen ervan duidelijk worden. De huidige situatie en mogelijke maatregelen ter verkleining van de risico's geven vervolgens een duidelijke route naar een geschikte leefomgeving in het Rijnsysteem voor een *A. sturio* populatie.

3.4.1 Zoet-zout overgangen

Een zoet-zout overgangszone, waar water met verschillend zoutgehalte geleidelijk in elkaar overlopen, heeft vaak een heterogeen milieu waar veel andere gradiënten in elkaar overlopen. Er zijn bijvoorbeeld overgangen in hoog en laag, tussen nat en droog, tussen zand, slib en slik, maar ook tussen temperatuur, zuurstof, licht en nutriënten. Hierdoor is het moeilijk om het belang van deze zoet-zout overgangszones toe te wijden aan slechts het zoutgehalte. (Näring, 2007; Boon & Fellingner, 2002)

3.4.1.1 Beschrijving Zoet-zout overgangen

Bij de Haringvlietdam en de Afsluitdijk ontstaan scherpe verschillen in de waterwaardes, zoals het zoutgehalte. Hierdoor ontstaan er geen gebieden met geleidelijke overgangen waar steuren kunnen opgroeien, aangezien de jonge steuren naar het (licht)brakke water migreren, maar niet meteen tegen het zoutgehalte van de Noordzee kunnen (Rosenthal *et al.*, 2009; Rochard *et al.*, 2001; van Winden *et al.*, 2000; Elie, 1997). Ook maakt het afwezig zijn van een geleidelijke zoet-zout overgang het voor de volwassen steuren moeilijk om te migreren. Daarnaast treedt er nu massale sterfte op zee op door afwatering van zoetwater, doordat riviervissen met het gespuide zoete water plotseling in het zoute zeewater terechtkomen. (Janssen, 2000; Jager, 1999)

3.4.1.2 De Afsluitdijk

De Afsluitdijk vormt ook een typisch voorbeeld van een discontinue estuariene gradiënt: water wordt schoksgewijs gespuid met als gevolg grote variaties in het zoutgehalte aan de zeezijde en grote problemen voor vis (intrek en ziektes). Hoewel het IJsselmeergebied zeer aantrekkelijk is voor trekvis als paling, zalm, zeeforel, spiering en vroeger ook *A. sturio* blijken de hindernissen die de vissen moeten nemen, voordat ze het gebied in kunnen, vaak te hoog. Vooral de Afsluitdijk houdt de visintrek voor een groot deel tegen. (Klijn *et al.*, 2006; Dekker, 2004)

3.4.1.3 Ontwikkelingen

Alle ontwikkelingen van geleidelijke zoet-zout overgangen worden vaak niet uitgevoerd na het moment dat concrete voorstellen naar buiten komen. Ze zijn of te duur, maar meestal is er teveel maatschappelijke weerstand, omdat (dikwijls onterecht) gevreesd wordt voor negatieve effecten van zout indringing. (Dankers & Steenbergen, 2006)

De laatste decennia werden de hiervoor beschreven problemen in toenemende mate onderkend (Ministerie van V&W, 1998; Ministerie van VROM *et al.*, 2004). Specifiek wordt aandacht gevraagd voor geleidelijke zoet-zout overgangen, voor het herstel van natuurlijke processen langs de kust en in estuaria en voor het herstel van vismigratie mogelijkheden (Klijn *et al.*, 2006). In de Derde en Vierde Nota Waterhuishouding is het herstel van de trekroutes voor zalm en aal in de Rijn en Maas als doelstelling opgenomen. Ook door de KRW spelen vissen nu een prominentere rol, omdat zij als een maatlat voor de waterkwaliteit fungeren. Het Ministerie van LNV heeft als doel om de migratiemogelijkheden voor trekvis in de binnenwateren te optimaliseren. Momenteel maken barrières in de vorm van dijken, spuisluizen en gemalen de trek van vissen tussen zoete en zoute wateren nagenoeg onmogelijk. Als de visintrek vanuit overheidsbeleid een doel is, ligt het voor de hand dat er ook wordt gekeken naar het verbeteren van de leefomgeving van deze vissoorten. In het verlengde van de visintrek speelt het herstel van zoet-zout overgangen echter nog geen rol in het huidige beleid. (Näring, 2007; Boon & Fellingner, 2002)

3.4.1.4 Toekomstbeeld

Om geschikt opgroeihabitat en migratie mogelijkheden voor *A. sturio* te creëren moet er gekeken worden naar gebieden waar potentieel nog zoet-zout overgangen gerealiseerd kunnen worden. Hier moet vooral gezocht worden naar zeearmen die in het verleden van de zee zijn afgesloten. In het kader van de plannen voor de uitbreiding van de spuicapaciteit in de Afsluitdijk zijn vele rapporten verschenen waarin de mogelijkheden voor vismigratie en brakke zones zijn toegelicht. Hier wordt volstaan met verwijzing naar die rapporten die in opdracht van de Regionale Directie IJsselmeergebied zijn opgesteld. (Dankers & Steenbergen, 2006)

Het creëren van overgangszones met de verschillende gradiënten kan worden bewerkstelligd door (in volgorde van afnemende effectiviteit (vergelijk Vonk *et al.*, 2000): het aanleggen van geleidelijke zoet-zout overgang; het aanleggen van een brakwaterzone (trapsgewijze overgang); het instellen van een visvriendelijk spuiregime (met permanente zoetwaterlokstroom); en het aanleggen van vispassages. Om uitwisseling van organismen tussen zoet en zoutwater mogelijk te maken moet een brakke overgangszone zo lang mogelijk in open verbinding staan met zowel de Waddenzee als het IJsselmeer. (Klijn *et al.*, 2006) In het IJsselmeergebied zijn bij de Afsluitdijk zoet-zout overgangen realiseerbaar (Vonc *et al.*, 2000).

De commissie stelt daarom een omvangrijk investeringsplan voor, nodig voor de versterking en het beheer van de waddennatuur, voor een duurzame ontwikkeling van het waddengebied en het vergroten van de Waddenzee. Als advies stelt de commissie voor door middel van extra natuurterreinen, kwelders, ontpoldering en zoet-zout overgangen de Waddenzee te vergroten en de natuurwaarden te verhogen. De hoofddoelstelling van het rijksbeleid voor de Waddenzee is vastgelegd in de PKB Derde Nota Waddenzee (Ministerie van VROM, 2006): de duurzame bescherming en ontwikkeling van de Waddenzee als natuurgebied en het behoud van het unieke

open landschap. Met deze doelstelling is er weer ruimte voor het herstel van zoet-zout overgangen in het Waddengebied. (Näring, 2007)

Andere mogelijkheden voor het inrichten van zoet-zout overgangszones zijn te behalen in de Delta (Grevelingen, Oosterschelde en Westerschelde). Daarbij heeft het Westerschelde estuarium al een natuurlijke zoet-zout overgang en heeft slechts als probleem dat deze onbereikbaar is voor juveniele *A. sturio* die vanaf het Rijnsysteem stroomafwaarts zwemt (Daan, 2000). Om de gevolgen van de gebouwde deltawerken voor de Oosterschelde en Grevelingen te verlichten zijn dure maatregelen nodig. (Dekker, 2004) Een andere locatie voor het creëren van een zoet-zout overgangszone is in het Haringvliet. Hier zijn verscheidene scenario's voorgesteld in de MER rapportage, zoals besproken in dit rapport (zie paragraaf 3.3 Scenario's Haringvliet).

3.4.2 Visserij

Visserij is één van de meest directe bedreigingen voor *A. sturio*. Ook al wordt er tegenwoordig geen *A. sturio* meer aangelandt, toch raken zij nog regelmatig verstrikt in visnetten. De geschiedenis van de steurvisserij staat in veel andere literatuur uitvoerig beschreven. (Houben *et al.*, 2011; Gessner *et al.*, 2011; van Emmerik, 2004; van Winden *et al.*, 2000) De conclusies die uit deze literatuur naar voren komen zijn, dat visserij op de steur al voor 500 v. C. begonnen is (1), dat er nooit uitsluitend gericht gevist werd op steur, maar dat de steur slechts als bijvangst werd gevangen (2), dat de visserij in de loop van de tijd flink toenam (3), de vangsten van steuren terugliepen (4) met als uiteindelijke gevolg dat *A. sturio* in de jaren 50 uit Nederlandse binnenwateren verdwenen was (5).

3.4.2.1 Beschrijving visserij

Visserij wordt gezien als één van de grootste, zo niet de grootste bedreiging voor *A. sturio* (Kinzelbach, 1987). Voor 57% van de door beroepsvissers gevangen steuren (lengte 35 cm tot 244 cm) betekent de vangst, het einde van het leven (Rochard *et al.*, 1997). Door de lange levenscyclus en de jaarlijkse migraties die *A. sturio* maakt, worden veel exemplaren tenminste eenmaal gevangen door de visserij. De kans dat de steur wordt gevangen is het grootst tijdens hun jaarlijkse migratie (Houben *et al.*, 2011). Veel langlevende en op hoge leeftijd voortplantende vissoorten zijn uitermate gevoelig voor visserij, zo ook *A. sturio*. Onderzoek heeft aangetoond dat in veel lang levende vissoorten, met name de oudere, zwaardere wegende dieren voor veel nakomelingen zorgen. Niet alleen leggen ze meer eieren, ook zijn deze eieren en de daaruit komende larven van betere kwaliteit en groeien daardoor tot twee keer sneller dan larven van kleinere soortgenoten. Bekend is dat de visserij 'het voedselweb naar beneden' vist, wat wil zeggen dat zowel de gemiddelde lengte van de vis afneemt als het aantal lang levende vissoorten dat voorkomt in beviste ecosystemen. (Birkeland *et al.*, 2005; Berkeley *et al.*, 2004; Pauly *et al.*, 2002) Het wegvangen van individuen van gevoelige jaarklassen in deze langlevende vissoorten kan significante gevolgen hebben op de populatie (div. bronnen in Lewison *et al.*, 2004).

3.4.2.2 Ontwikkelingen

Het aantal vissers in het Rijnsysteem is na de achteruitgang van veel migrerende vissoorten, zoals zalm, houting, elf en fint, afgenomen en wordt door wetgeving gereguleerd (van Emmerik, 2004). De

Visserijwet (1963) gaat uit van het 'nee, tenzij-principe', in de soortenlijst behorende bij Art. 1 lid 2 (Visserijwet) is *A. sturio* niet opgenomen, het is dus verboden om erop te vissen. Wanneer een steur als bijvangst gevangen wordt, dient deze direct weer vrijgelaten te worden.

3.4.2.3 Toekomstbeeld

Er blijft echter een kans dat steuren per ongeluk als bijvangst worden gevangen. Uit onderzoek blijkt dat de overlevingskansen onder de gevangen steuren voor het grootste deel afhangt van de handelswijze van de visser (Rochard *et al.*, 1997). Irstea en CNPMM zijn al geruime tijd bezig met het informeren van vissers om hun handelswijze dusdanig aan te passen dat een gevangen steur overleeft. Alle beroepsvissers uit landen rondom de Noordzee zijn op de hoogte gebracht door het CNPMM (Houben pers. comm., 2012). Met deze campagne hopen Irstea en het CNPMM dat, door het aanpassen van de handelswijze van de vissers, de steuren levend terug gezet worden in het water waar deze gevangen zijn. Hierdoor zal het aantal steuren dat sterft als gevolg van de visserij beperkt worden en krijgen steuren de kans om zich voort te planten. In Nederland wordt de steur onder een breder publiek onder de aandacht gebracht door Sportvisserij Nederland, het WNF en ARK Natuurontwikkeling.



Figuur 7: Illegaal gevangen steur (waarschijnlijk *A. sturio*) (TL 261cm en 120kg) voor de kust van Swansea, Wales, 02-06-2004) (Gessner *et al.*, 2010)

3.4.3 Migratie obstakels

Migratie obstakels vormen voornamelijk een fysieke barriere voor steuren. Stuwen belemmeren in veel gevallen de stroomopwaartse migratie, daarnaast verandert een stuw de omstandigheden van het water, zoals het substraat boven en beneden de stuw. Tijdens de bouw van vele stuwen is er in het verleden geen rekening gehouden met deze negatieve gevolgen.

3.4.3.1 Beschrijving migratie obstakels

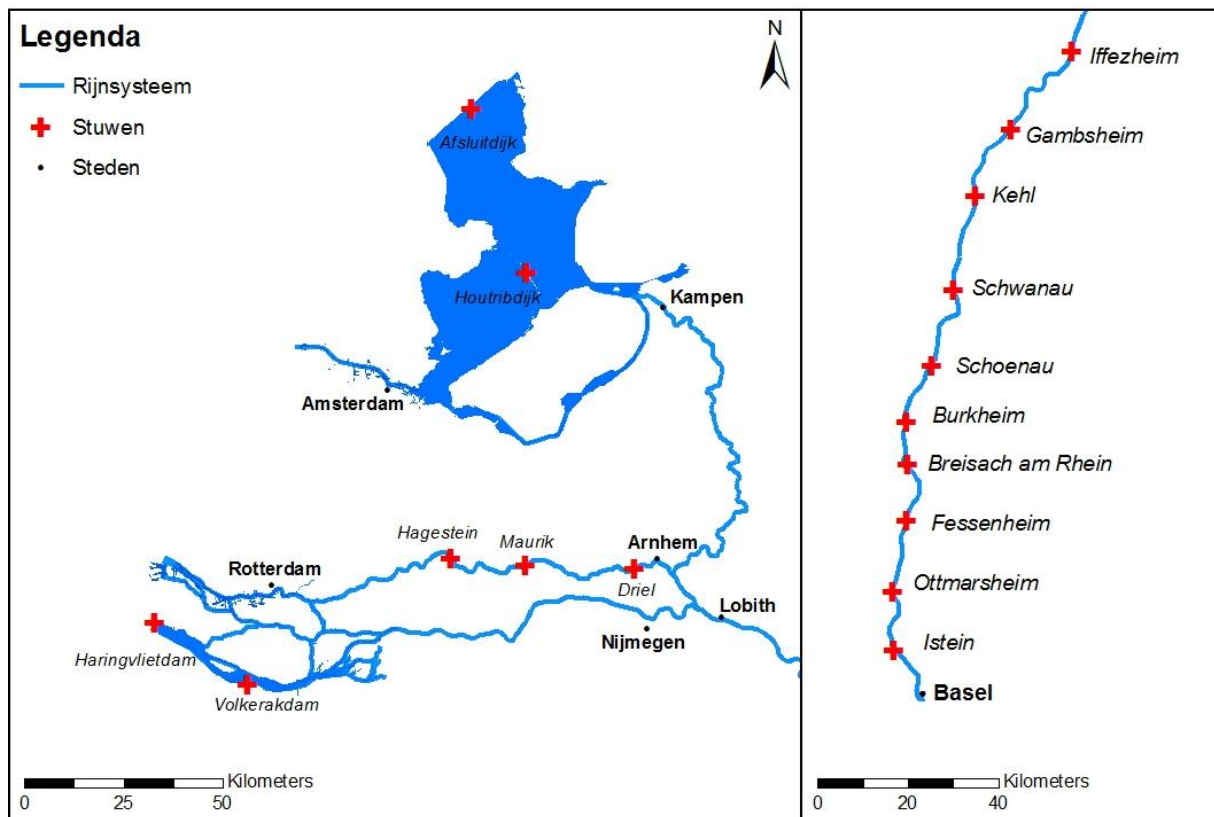
De eerste stuw die in het Rijnsysteem werd gebouwd, was de Afsluitdijk, deze is in 1932 in gebruik genomen (Disco & van der Vleuten, 2002). In 2009 werd de laatste stuw bij Stockfeld gebouwd. Anno 2012 staan er vijftien stuwen in het Rijnsysteem, van monding tot aan het Zwitserse Basel. Vanuit zee gezien, kunnen vissen wanneer ze via de Nieuwe Waterweg en de Waal optrekken tot aan Iffezheim (ongeveer 800 km van de monding) zonder migratie obstakels migreren. Tussen Iffezheim en Basel staan vervolgens tien stuwen, zie figuur 8. Stuwen werden gebouwd om de scheepvaart te bevorderen, om in combinatie met een waterkrachtcentrale energie te kunnen opwekken uit het gestuwde water en/of om het gevaar van water te verminderen (Froehlich-Schmitt, 2004; Disco & van der Vleuten, 2002).

3.4.3.2 Invloed van migratie obstakels

Er kunnen verschillende negatieve effecten van stuwen worden onderscheiden, namelijk het belemmeren van de stroomopwaartse migratie van vissen, het veranderen van stroomsnelheden, van sedimentatie patronen, van de afvoer en van de watertemperatuur (Arndt *et al.*, 2006; Williot *et al.*, 2002; Larinier, 2001; Billard & Lecointre, 2001). Aan de bovenzijde van de stuw bezinkt het slib vanwege de lagere stroomsnelheden, aan de onderzijde van de stuw slijt het substraat weg. Grind dat vanaf de bovenzijde van de stuw aankomt blijft ruim voor de stuw liggen en zal de stuw niet passeren. Hierdoor neemt het oppervlakte grind in de rivier af, wat een afname van mogelijk paaigebieden voor de steur betekent. Daarnaast komen extreme afvoeren dicht bij elkaar te liggen als gevolg van de stuwen. (Collier *et al.*, 1996; Williams & Wolman, 1984) Hoewel de meeste stuwen pas na het uitsterven van de steur in het Rijnsysteem gebouwd zijn en dus geen invloed hebben gehad op het uitsterven ervan, is de kans reëel dat stuwen de jaarlijkse migratie van steuren belemmert (Froehlich-Schmitt, 2004). Bij migrerende vissoorten, zoals zalm, forel, elft en fint, maar ook de steur staat vast dat stuwen de vrije migratie naar stroomopwaarts gelegen paaigebieden onmogelijk maakt (van Emmerik, 2004; FAO-DVWK 2002). Daarom worden stuwen tegenwoordig uitgerust met vispassages, deze vispassages functioneren vaak onvoldoende (FAO-DVWK 2002). Slechts één van de tien stuwen in de Duitse hoofdstroom tussen Iffezheim en Basel is momenteel uitgerust met een werkende vispassage, namelijk de stuw bij Iffezheim (Van de Wetering pers. comm., 2012)

3.4.3.3 Toekomstbeeld

Om het nadelige gevolg van stuwen tegen te gaan zou moeten worden gekeken naar de mogelijkheid om overbodige stuwen uit de rivieren te verwijderen. Stuwen die niet verwijderd kunnen worden, zouden moeten worden voorzien van een werkende vispassage. Bij de stuwen weergegeven in figuur 8 zou moeten worden gelet op de passeerbaarheid voor *A. sturio*.



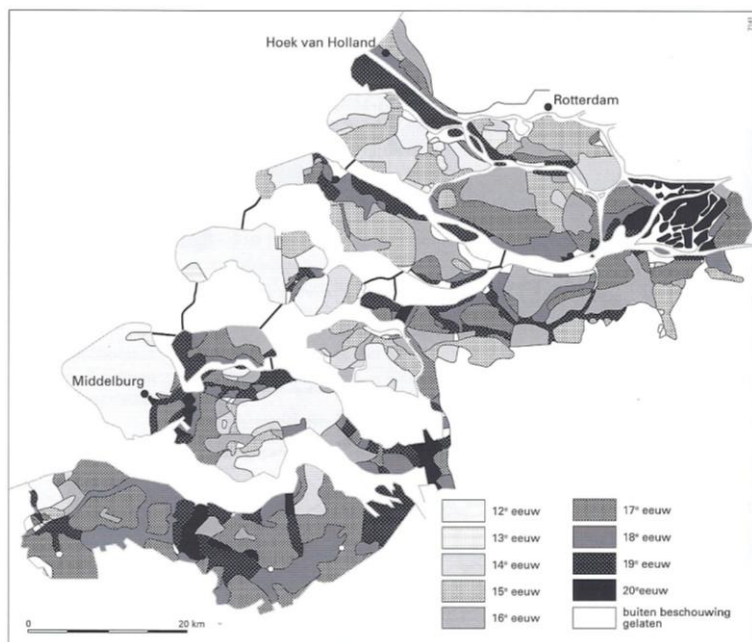
Figuur 8: Stuwen in het Nederlandse deel van het Rijnsysteem (links) en stuwen in het Duitse deel tussen Iffezheim en het Zwitserse Basel (rechts)

3.4.4 Kanalisatie en inpoldering

Net als bijna alle rivieren, is ook de Rijn in het verleden onderhevig geweest aan kanalisatie. De kanalisatie van het Rijnsysteem heeft voornamelijk de afgelopen twee eeuwen plaatsgevonden. Hierbij werd de rivier zowel versmald als verdiept. Om de rivier op een afgesproken diepte te houden, werd er gebaggerd (zie 3.4.6 'Bodemroerende activiteiten').

3.4.4.1 Inpoldering

In de Nederlandse delta van het Rijnsysteem zijn ruim voor 1800 grote oppervlakten in het getijdengebied ingepolderd, zie figuur 9. Vóór de 12^{de} eeuw bestond de provincie Zeeland voornamelijk uit eilanden, welke omringd werden door platen die periodiek onderwater stonden. In de 12^{de} eeuw is een begin gemaakt om Zeeland in te polderen. In de 20^{ste} eeuw is de Biesbosch voor een groot deel drooggelegd. (Berendsen, 1998) Daarnaast werd in de voormalige Zuiderzee tussen 1927 en 1968 de provincie Flevoland ingepolderd, hierdoor verloor de delta 1650 km² (Berendsen, 2008).



Figuur 9: Landaanwinning in Zuidwest-Nederland (De Jong *et al.*, 1960 in Berendsen, 2008)

3.4.4.2 Kanaliseren

Naast het inpolderen, werd er vanaf 1820 gestart met het kanaliseren van de Rijn tussen Basel en Lauterburg (nabij Maxau). Tussen 1827 en 1844 werd vervolgens de Rijn tussen Maxau en Mainz gekanaliseerd, waardoor de Rijn tussen Maxau en Mainz met 53 km (38%) verkort werd, zie figuur 10. (Spinewine & Zech, 2008)



Figuur 10: Afgesneden bochten tussen Maxau en Mainz (Spinewine & Zech, 2008)

De rivieren verder stroomopwaarts in Nederland werden ook gekanaliseerd. Dit begon in het begin van de middeleeuwen. Nieuwe verbindingen tussen wateren werden gegraven en bochten werden afgesneden. (Berendsen, 2008) Ook werd de afvoer per Rijn-tak veranderd, in de 18^{de} eeuw werd gestreefd naar een verdeling van 6/9 voor de Waal, 2/9 voor de Neder-Rijn en 1/9 voor de IJssel wat betreft afvoer van de Rijn. Dit werd met stuwen gereguleerd. In 1771 werden deze hoeveelheden weer wat bijgesteld, meer water moest via de IJssel naar de Zuiderzee/Waddenzee in plaats van via de Neder-Rijn afgevoerd worden. (Praamsma, 1986)

In het hele Rijnsysteem verdwenen door het kanaliseren de nevengeulen en eilandjes, bovendien werden veel meanders recht getrokken. Hierbij verdween ook de dynamiek van de rivier, de hoofdgeul veranderde na kanalisatie niet meer van ligging en verschillen in diepte werden verkleind. Na de kanalisatie stegen de stroomsnelheden in de hoofdgeul en begonnen daardoor een eroderende werking te krijgen, tussen 1840 en 1920 is de bodem in de Rijn op sommige plaatsen al zeven meter gezakt. (Peters & Stoesser, 2001; Pardé, 1959 in Spinewine & Zech, 2008) In 1996 – 1998 werd door het storten van grote stenen in de Waal de erosie beperkt (Nienhuis *et al.*, 2002). Wanneer de in Duitsland gekanaliseerde gebieden worden vergeleken met de ligging van de voormalig belangrijkste paaigebieden voor *A. sturio*, valt op dat deze gebieden voor het uitsterven van *A. sturio* in het Rijnsysteem gekanaliseerd werden. De Rijndelta wordt als essentieel opgroeigebied voor steuren tot drie jaar gerekend. Ook deze gebieden werden, zoals eerder beschreven, ingepolderd ruim voordat de populatie steur uit het Rijnsysteem verdween. Het kanaliseren en inpolderen hebben een negatieve invloed gehad op het verdwijnen van de steur, in hoeverre blijft onduidelijk.

3.4.4.3 Toekomstbeeld

Een kans om hoogwaardige paaigebieden voor *A. sturio* terug te krijgen wordt beschreven in Peters & Stoesser (2001). Zij beschrijven een alternatief om overstromingen, zoals in 1993 en 1995 in het Rijnstroomgebied, te kunnen beperken in de toekomst. Bij deze oplossing wordt ook de natuurwaarde van het alternatief als belangrijk beschouwd. Dit plan is eerder uitgeschreven voor de 'rest Rijn', het stuk Rijn tussen Breisach am Rhein en Basel. In het plan, komt het er kort gezegd op neer dat, door het afgraven van het grind rondom de rivier, de rivierbedding verbreed wordt. Deze aanpassing is in dit deel van de Rijn mogelijk, omdat dit deel al jaren niet meer wordt gebruikt door scheepvaart. Scheepvaart dat naar Basel gaat, vaart via een aangelegd kanaal naast de hoofdstroom. Voor de steur zouden de afgegraven locaties geschikt kunnen worden voor de paai. De 'rest Rijn' is vanuit het historisch voorkomen gezien erg ver stroomopwaarts, vele steuren zouden niet verder trekken dan ongeveer ter hoogte van Koblenz (Kinzelbach, 1987). Mogelijk dat een project dat soortgelijk is aan dat voor de 'rest Rijn' ook kan worden uitgevoerd op meer stroomafwaartse locaties waar steuren naartoe kunnen migreren en voortplanten.

3.4.5 Scheepvaart

De Rijn is de drukst bevaren rivier op aarde. Jaarlijks passeren 160.000 vrachtschepen de grens tussen Nederland en Duitsland en zij vervoeren 140 miljoen ton op jaar basis (Nienhuis *et al.*, 2002). De Rijn vanaf Breisach am Rhein tot Basel, wordt niet bevaren, een kanaal naast de Rijn doet hier dienst als vaarverbinding (Peters & Stoesser, 2001). De intensiteit van de scheepvaart in de Rijn is sinds het uitsterven van de steur gestegen. Het goederenvervoer over water in Europa is de afgelopen 30 jaar meer dan verdubbeld (EICB, 2009), bovendien zijn schepen steeds groter geworden.

3.4.5.1 Invloed van de scheepvaart

Het effect van scheepvaart op vissen is niet tot nauwelijks onderzocht. Wel zijn er bij lage waterstanden veel dode vissen langs strandjes aangetroffen. De laatste keer dat dit gebeurde is in

mei 2011, toen werden vele dode palingen en zeeprikken langs de strandjes van de Nederlandse rivieren aangetroffen, veel daarvan waren geknakt, mogelijk veroorzaakt door de scheepvaart, zie figuur 11. (Kranenbarg, 2011) Een in 1992 gevangen hybride steur (*A. sturio* x *A. gueldenstaedti* of *A. stellatus*) in de Merwede bleek eveneens verminkt te zijn, vermoedelijk door de propellers van een schip (De Groot, 2002). Dit duidt erop dat er met name bij lage waterstanden negatieve effecten op met name de grote bodem vissen plaatsvindt. *A. sturio* zal met zijn afmetingen de grootste Nederlandse vis zijn en mogelijk ook de vis die de meeste schade oploopt van de scheepvaart.



Figuur 11: Dode paling (foto: André den Ouden)

Daarnaast kan scheepvaart een negatief effect hebben op de eieren van de steur, dit wordt veroorzaakt door de turbulentie die veroorzaakt worden door de schepen. Daarom schrijven Gessner en Schütz (2011) dat over legplaatsen van Atlantische steuren geen scheepvaart mag plaatsvinden.

Hoewel de negatieve effecten van de scheepvaart op een toekomstige steur populatie moeilijk te voorspellen zijn, kan uit de bovengenoemde feiten en het feit dat steuren in de rivier migreren (mei/juni/juli) wanneer de kans op laag water aanwezig is, worden afgeleid dat de scheepvaart tenminste een negatief effect heeft.

3.4.5.2 Toekomstbeeld

Een oplossing voor dit probleem komt van Peters & Stoesser (2001). Zij beschreven dit voor de 'rest Rijn' (zie 3.4.4. Kanalisatie en inpoldering).



Figuur 12: Impressie van de scheepvaart in de Waal bij een lage afvoer (Akkerman & van Heereveld)

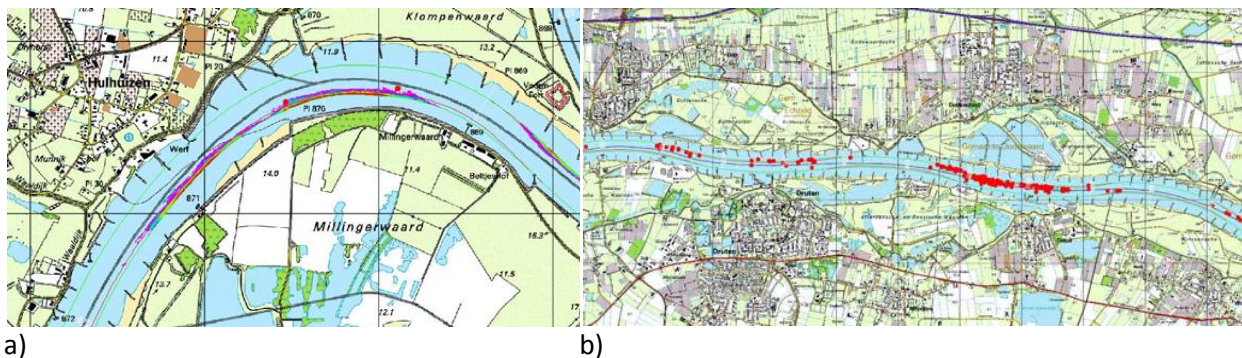
3.4.6 Bodemroerende activiteiten

De bodem van rivieren ligt vaak verre van vast, waarbij er van nature door erosie en resuspensie sediment in het water terecht komt dat vervolgens verder met de stroming meegevoerd wordt. Er zijn verscheidene activiteiten die naast deze natuurlijke processen gekenmerkt kunnen worden als bodemroerende activiteiten. Hieronder wordt voornamelijk baggeren, zand- en grindwinning verstaan.

Doordat de Rijn voor Nederland een economisch belangrijk vaarwater is, wordt er alles aan gedaan om deze bevaarbaar te houden. Dit wordt gedaan door de vaarbreedte en -diepte te garanderen, zodat schepen bij knelpunten in de rivier meer ruimte krijgen. Sinds 2010 wordt de minimum diepte van 2.80m en een minimum breedte van 170m gegarandeerd. (Rijkswaterstaat, 1996; Simons & Boeters, 1998; Nienhuis *et al.*, 2002)

3.4.6.1 Beschrijving bagger methodes

De knelpunten in de rivier kunnen bestaan uit 2 types, namelijk: 1. Structurele knelpunten die na hoge rivierstanden blijven bestaan zoals in scherpe bochten in de rivier. Om dit knelpunt te verhelpen word er gebaggerd op een methode die 'Profiel Baggeren' heet, zoals te zien in figuur 13a.



Figuur 13: Twee verschillende types van baggeren in het Rijnsysteem, a: 'Profiel Baggeren' om grote hoeveelheden substraat te verwijderen over geruimere lengtes, b: 'Gelegenheids' baggeren om ontstane plaatselijke oneffenheden op de bodem te herstellen.

2. Knelpunten die ontstaan tijdens verschillende afvoeren. Hierdoor ontstaan ondieptes en onregelmatigheden die zeer plaatselijk ontstaan en dus ook zeer plaatselijk verholpen dienen te worden (zie figuur 13b). Dit gelegenheidsbaggeren moet regelmatig plaatsvinden, aangezien zandduinen vrij snel kunnen vormen op de bodem. Dit proces moet dan ook nauwlettend in de gaten gehouden worden op een dagelijkse basis. (Akkerman & van Heereveld)

3.4.6.2 Beschrijving management strategieën

Er zijn verschillende maatregelen om de knelpunten voor het vaarverkeer te voorkomen en te verhelpen. Deze maatregelen kunnen samengevat worden in twee categorieën namelijk 'sediment management maatregelen' en 'structurele maatregelen'. Sediment management maatregelen zijn onder andere de verschillende baggermethodes, waarbij sediment verplaatst wordt om de stroomafwaartse verplaatsing te compenseren. Of maatregelen zoals het plaatsen van 'slimme bodem technologie' in de buitenbochten van een rivier om verdere erosie te voorkomen. Structurele

maatregelen beslaan de wat meer constante maatregelen zoals het plaatsen van een stabiele laag in het Rijnsysteem, het verplaatsen van de rivierbedding en oevers, het plaatsen van een vaste laag in de scherpe buitenbochten en het plaatsen van 'turbulentie dammen' die aan de binnenbochten zorgen voor een verhoogde erosie.

Duurzaamheid is een positieve kant van structurele maatregelen door de levensduur en lage kosten van onderhoud van deze maatregelen. De efficiënte maatregelen, met name de structurele, kunnen voor een grote reductie in benodigd onderhoud door baggeren betekenen. (Akkerman & van Heereveld)

In de 18e eeuw heeft Rijkswaterstaat veel gedaan aan het 'normaliseren' van de Nederlandse rivieren. Zo zijn de rivieren niet alleen rechtgetrokken, eilanden afgegraven, nevengeulen gedicht en het instuwen van de hoofdstroom, maar ook uitgebaggerd om de scheepvaart te laten floreren. In de 19e eeuw werd baggeren noodzakelijk na het graven van de Nieuwe Waterweg en de Nieuwe Merwede. Door het verkorten en verbreden van de waterwegen zakte het waterpeil in de rivieren. Wanneer bleek dat natuurlijke erosie niet voldoende was om de geschikte diepte te bereiken werden stoombaggers ingezet. (Sieben, 2010)

In de 20e eeuw werd de Afsluitdijk gebouwd, wat resulteerde in het zoete IJsselmeer. Dit veranderde ook de IJssel in een niet-getijderivier. Ook de Waal werd niet meer beïnvloed door het getij nadat de Haringvlietdam gebouwd was. Dit maakte de oorspronkelijke brede vorm van deze rivieren overbodig, waarna deze vol slofde met sediment. In de loop der jaren stabiliseerde zich de huidige rivieroever door het continue opbaggeren van sediment in de hoofdstroom. (Ten Brinke & Götz, 2001) Verder nam de vaarbaarheid van de IJssel toe door het afsnijden van bochten en het toenemen van de afvoer (door het plaatsen van stuwen in de Nederrijn). (Sieben, 2010)

3.4.6.3 Zand- en grindaafgravingen

Naast het baggeren zijn er ook zand- en grindaafgravingen geweest in de Nederlandse rivieren. In de huidige situatie hebben alle rivieren in Nederland een zandbodem. In het Duitse deel van het Rijnsysteem bestaat de bodem van de rivier vaak uit grind, welke minder gevoelig is voor erosie. In Duitsland zal de grindwinning grote gevolgen gehad hebben voor de paai van de zalm (*Salmo salar*). Het effect van deze grindaafgraving op de paaiplaatsen van *A. sturio* is onduidelijk. (De Groot, 2002)

Ontwikkelingen

De laatste jaren is de strategie voor baggeren veranderd. Waar voorheen het sediment uit rivierbodems zwaar vervuild was en op het land opgeslagen werd is dit nu niet meer het geval. In plaats van het opslaan van sediment wordt deze voortaan gedumpt op diepere plekken in de rivier meer stroomopwaarts (minimaal 1.5 km stroomopwaarts). Op deze manier wordt het sediment gecirculeerd in het systeem, waardoor er geen sediment onttrokken hoeft te worden uit het systeem. Hierdoor is dit een duurzamere manier van baggeren, doordat de rivierbodem stroomopwaarts niet meer verder zakt. Momenteel wordt er per jaar rond de 300,000 tot 500,000 m³ sediment gebaggerd en verplaatst. Met de nieuwe vergroting van het vaarwater zal de hoeveelheid sediment dat voor onderhoud gebaggerd moet worden verhogen naar 1.000.000 m³ per

jaar, wanneer andere maatregelen niet getroffen worden. Met de toenemende kosten en overige gevolgen van dien. (Akkerman & van Heereveld)

3.4.6.4 Toekomstbeeld

Om het baggeren van deze situatie in goede banen te leiden is het 'Decision Support System (DSS)' ontwikkeld voor de Waal. Dit systeem gaat aan de hand van bodemgegevens na waar en hoeveel er gebaggerd moet worden en waar het sediment het best gedumpt kan worden. (Douben & Werners, 2001) Ook wordt er sinds 1995 in aanvulling op de permanente aanpassingen als rivierbed verleggingen en het plaatsen van hardsubstraat, ook meer gekeken naar alternatieve maatregelen. Dit duidt op een verandering in houding van de Nederlandse overheid, welke voorheen permanente maatregelen prefereerde. (Havinga *et al.*, 2006) Een dergelijke houding is het richten op win-win situaties, waarbij er zand en grind gewonnen kan worden, terwijl het proces de rivier condities verbeterd (van Leussen *et al.*, 2000; Nienhuis *et al.*, 2002).

De directe invloed van bagger werkzaamheden en zand/grindwinning op het voorkomen van *A. sturio* is onbekend. Wel is duidelijk dat het verstoren van de bodem gevolgen heeft voor de waterkwaliteit, waarbij het nutriënten niveau sterk kan stijgen in de weken na het baggeren. Als gevolg hiervan neemt de diversiteit en biomassa van plankton in het water toe. (Armengol, 1998; Reynolds, 1996; Begon *et al.*, 1999).

3.4.7 Watervervuiling

Ook speelde vervuiling en de bijbehorende gevolgen een aanzienlijke rol in het bemoeilijken van de situatie voor *A. sturio* in het Rijnsysteem (en mogelijk nog steeds). Dat stoffen in het water een directe invloed hebben op de gezondheid van de dieren die erin leven is vanzelfsprekend. Daarbij zijn er verschillende manieren waarop de waterkwaliteit aangetast kan worden. (Rosenthal, 2009; Klink, 1989)

3.4.7.1 Beschrijving watervervuiling

Aan het einde van de 19^e eeuw ontstonden er grote problemen in alle rivieren door het aanleggen van de rioleringen die ongezuiverd op de rivieren loosden. Deze problemen werden voornamelijk veroorzaakt door de grote toename in organische vervuiling, waardoor er een groot zuurstoftekort ontstond in de Europese rivieren. (Wolff, 1978)

Een ander gevaar voor de waterkwaliteit zijn de insecticiden en pesticiden zoals DDT, de bijbehorende degradatie producten en de PCBs, PAHs en HCBs die accumuleren in organismen. Door deze accumulatie ontstaan er zulke hoge concentraties dat de reproductie van de dieren sterk negatief beïnvloed wordt. Andere directe invloeden van deze stoffen zijn de aantasting van de functionele integriteit van weefsel en organen en het disfunctioneren van de celmembranen. Niet-dodelijke gevolgen zijn gedragsafwijkingen, beschadiging van lever en kieuw weefsel, veranderde enzym activiteit, verlaagde gezondheidsindex, hermafroditisme, afbraak en opname van geslachtscellen, leidend tot een verlaagd voortplantingssucces. Vergelijkende effecten zijn te zien bij vervuiling met koolwaterstoffen en zware metalen. (Luk'yanenko *et al.*, 1999)

Ook van belang is de nutriënten input vanuit afvalwater en landbouw, waardoor een bloei van bacteriën, schimmels en algen in het water ontstaat. De eerste twee groepen floreren het beste bij de temperaturen waarbij *A. sturio* zich voortplant. Als gevolg van de bacterie- en schimmeldruk in het water met verhoogde nutriënten niveaus kunnen de eieren worden aangetast, waardoor de embryo's sterven. (Rosenthal *et al.*, 2009)

3.4.7.2 Ontwikkelingen

Nadat landen zich hard maakten om vervuiling tegen te gaan en zo het milieu beschermen. Nadat de International Commission for Protection of the Rhine (ICPR) werd opgericht, ontstond er aandacht voor monitoringsprogramma's (Dieperink, 1997). Zo kwamen de landen grenzend aan het Rijnsysteem, verenigd in de ICPR, tot het Rijn Actie Plan in 1986 (IKSR, 1987), welke drie verschillende doelen had: het creëren van geschikte omstandigheden voor de hogere organismen (zoals de steur en de zalm) in het Rijnsysteem, het veiligstellen van de drinkwatervoorziening; en het verwijderen van sediment met een giftige vervuiling. Later is er een vierde doel aan toegevoegd: het voldoen aan de eisen van het North Sea Action Plan. (Smit & van Urk, 1987) Hierin werd afgesproken om de belangrijkste vervuilende stoffen met 50% (voor enkele belangrijke vervuilende stoffen tot wel 70%) te reduceren in 10 jaar tijd (De Zwart & Folkerts, 1990). Deze doelstelling was niet alleen bedoeld om het drinkwater veilig te stellen, maar ook om het aquatisch leven te beschermen en de tolerantie niveaus voor consumptievis niet te overschrijden. Het is vrijwel onmogelijk om de gevolgen van vervuiling toe te kennen aan de kolonisatie, groei en voortplanting van vissoorten op de lange termijn. Wel werd in 1992 het Nationale Biologische Monitoring Programma opgesteld voor het Rijnsysteem, om toch een beeld te vormen van de situatie. Vóór 1992 werden er namelijk geen systematische monitoring programma's uitgevoerd voor niet-consumptie vissen. (Klinge *et al.*, 1998)

In het Gironde estuarium, waar de laatste in-situ populatie zich bevindt, zijn cadmium waardes 10 tot 20 keer hoger waargenomen dan in welk ander Europees estuarium dan ook. Hier zijn acht vissoorten waargenomen met te hoge koper en zink waardes. Het kwik en cadmium niveau in deze vissen was nog net binnen de toegestane concentratie om voor consumptie te blijven dienen. (Maurice 1994, Durrieu *et al.* 2005) Williot *et al.*, 1997 verwachten dat deze hoge waardes van zware metalen in de Gironde een negatief effect hebben op de latere voortplanting van de *A. sturio* populatie. Dit wordt echter ontkracht door Maury-Brachet *et al.* (2008) die hoge concentraties zware metalen ontdekten in gevangen *A. sturio* uit de Gironde en deze vergeleek met gekweekte *A. sturio*. Hierbij werd niet alleen een hoger cadmium gemeten (22x hoger), maar ook een hogere lood concentratie in de maag (896x hoger). Zij beweren dat latere gevolgen voor de vruchtbaarheid uitblijven door de korte blootstelling aan deze vervuilingen in de laatste levensfase in het estuarium. Ook zou de accumulatie van deze stoffen in juveniele *A. sturio* te verwaarlozen zijn. (Rosenthal *et al.*, 2009)

Chloride concentraties in de Rijn blijven echter hoog door de voortdurende lozingen van de Franse potassiummijnen in Alsace en de bruinkoolmijnen in Duitsland. Vooral in de herfst steeg deze concentratie door de relatief lage afvoer. (Admiraal *et al.*, 1993) Uitstoot beperkende afspraken tussen deze landen werden gemaakt in 1991, waarbij Frankrijk ook zijn zout moet opslaan wanneer de chloride concentratie bij de Nederlands-Duitse grens boven 200 mg/l komt.

3.4.7.3 Toekomstbeeld

Ondanks de grote verbetering in waterkwaliteit in het Rijnsysteem is de giftigheid van het Rijnwater nog niet volledig verdwenen. Dit is te verklaren door het someffect van duizenden chemische stoffen aanwezig in het water, waarvan de meeste onder detectie niveau aanwezig zijn. (Hendriks *et al.*, 1994; Leuven *et al.*, 1998; Van der Velde & Leuven, 1999) Echter zal er door de strikt vastgestelde waterkwaliteitseisen, afspraken en doorlopende monitoring geen situatie ontstaan waar vissen vergiftigd worden. Dit sluit echter niet uit dat er problemen kunnen ontstaan door een abrupte vervuiling van het Rijnsysteem, dit zou uitgesloten moeten kunnen worden door de veiligheidseisen die gesteld worden om zulke rampen te voorkomen.

3.4.8 Klimaatverandering

Het klimaat verandert continue door zowel natuurlijke als menselijke invloeden, de gevolgen hiervan verschillen per gebied. In West-Europa zijn een toenemende temperatuur en toename in jaarlijkse neerslag, de gevolgen van de klimaatsverandering.

3.4.8.1 Beschrijving klimaatverandering

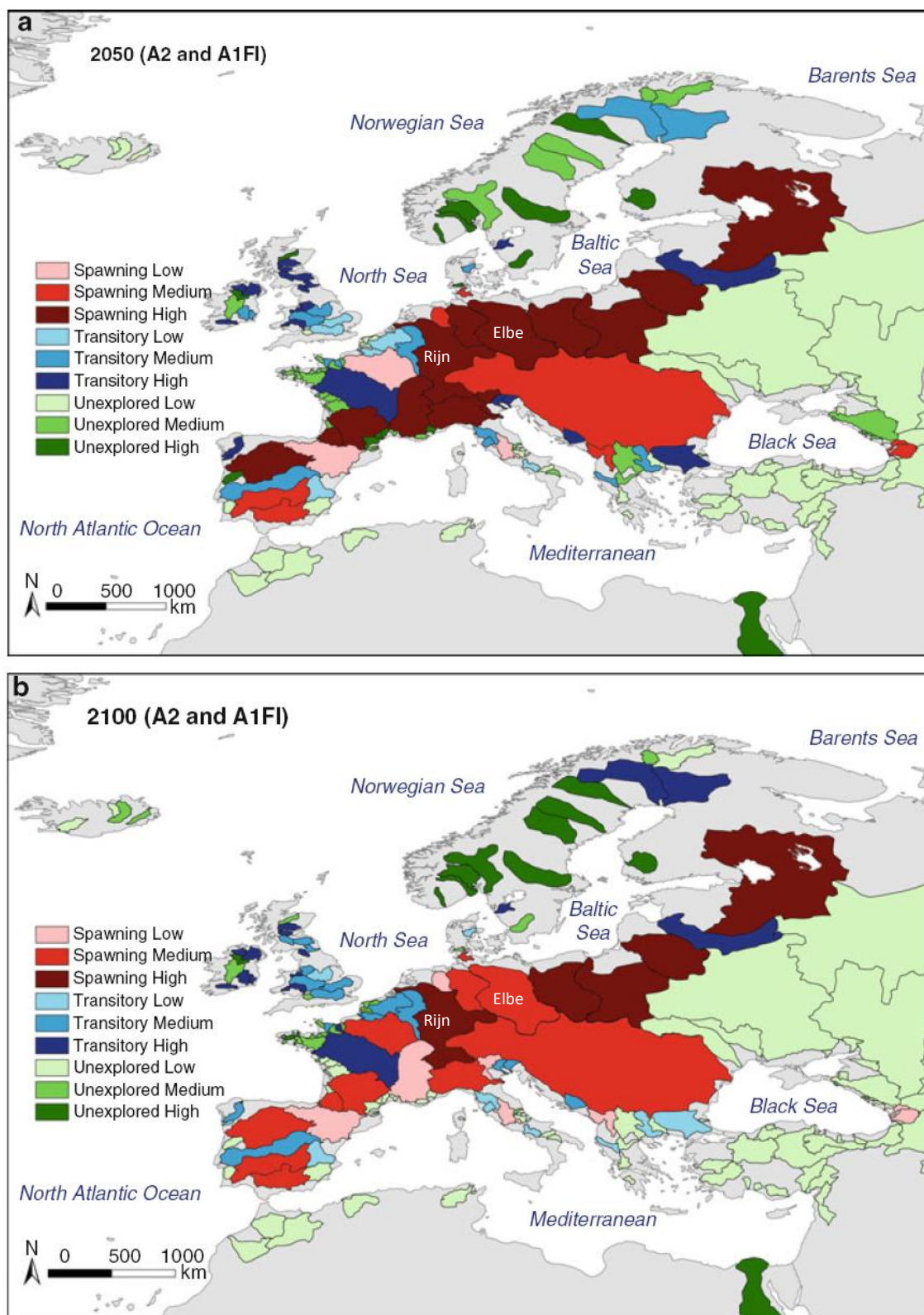
Van den Hurk *et al.* (2006) beschrijft vier verschillende scenario's, deze scenario's zijn eenduidig over de toenemende temperatuur en de toename in jaarlijkse neerslag, maar verschillen in de momenten waarop en in welke mate deze toenames zich uiten door het jaar heen. De grove voorspelling is dat zomers warmer en droger worden en winters worden warmer en natter. Verder neemt het aantal neerslagdagen af, terwijl het aantal millimeter neerslag op de neerslagdagen toeneemt. Door de toenemende temperatuur zal een groter deel van de neerslag als regen vallen en wordt daardoor sneller via rivieren afgevoerd (Walther *et al.*, 2002).

3.4.8.2 Invloed klimaatverandering

De effecten van de klimaatsverandering op *A. sturio* zijn middels modellen van het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) berekend door Lassalle *et al.* (2011). Het IPCC doet wereldwijd onderzoek naar klimaatsverandering en stelt daarvoor modellen op. Deze modellen zijn te gebruiken om berekeningen te kunnen maken voor verschillende doeleinden. In het onderzoek van Lassalle zijn ze gebruikt om te kunnen voorspellen welke rivieren in 2050 en 2100 nog geschikt zullen zijn voor *A. sturio*. In het model is rekening gehouden met de historische verspreiding van *A. sturio* en biogeografische, topografische en klimaat variabelen (zoals neerslag en temperatuur). Uit figuur 14 blijkt dat de Rijn zowel in 2050 als in 2100 uitermate geschikt zal zijn als leefgebied voor *A. sturio*, voor wat betreft de effecten van de klimaatverandering, terwijl de Elbe, een andere belangrijke West-Europese rivier, in 2100 minder geschikt zal worden, waardoor dit verschil ontstaat wordt in het rapport niet beschreven (Lassalle *et al.*, 2011).

3.4.8.3 Toekomstbeeld

Op dit moment zijn de effecten van klimaatsverandering op een toekomstige populatie *A. sturio* in de Rijn beperkt en staat dus de herintroductie van de *A. sturio* niet in de weg. Niet duidelijk is of de effecten van klimaatsverandering in samenwerking met de scheepvaart momenteel al voor negatieve gevolgen zorgen. In de toekomst zou dit risico mogelijk een vergrote negatieve rol gaan spelen op de toekomstige Rijnpopulatie.



Figuur 14: Gemiddelde waarschijnlijkheid van potentieel toekomstige geschiktheid van riviersystemen voor *A. sturio*, met behulp van 'Final niche model', 'A2' en 'A1FI' (Fossil Intensive) klimaat verandering scenario's voor 2050 (a) en 2100 (b). De drie functionele groepen van rivieren zijn zichtbaar met verschillende kleurschalen, met de donkere kleuren komen overeen met hogere waarschijnlijkheid. Spawning (voortplanting), tijdelijk bewoonde en niet verkende rivieren zijn respectievelijk in de kleuren rood, blauw en groen. (Lassalle et al., 2011)

3.4.9 Uitheemse steuren

Naast de meer voor de hand liggende risico's voor de steur zou de aanwezigheid van uitheemse steuren mogelijk ook een belangrijke invloed kunnen hebben op een toekomstige inheemse *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem.

3.4.9.1 Beschrijving invloed uitheemse steuren

Deze kunnen verschillende negatieve effecten hebben op zowel oorspronkelijke soorten, populaties en het ecosysteem (Leppäkoski *et al.*, 2002). Eén daarvan is de competitie tussen de verschillende steursoorten voor voedsel en habitat (Lasalle *et al.*, 2011; Arndt *et al.*, 2002). Een ander risico kan komen vanuit het verspreiden van ziektes en parasieten die de inheemse soort kan treffen (Lasalle *et al.*, 2011; Arndt *et al.*, 2002). Een voorbeeld van dit risico is de verplaatsing van *A. stellatus* (Pallas, 1771) van de Kaspische Zee naar het Aralmeer, waarbij de inheemse *A. nudiventris* (Lovetzky, 1828) geconfronteerd werd met de nematode *Nitzschia sturionis* (Pavlov *et al.*, 1994; Zholdasova, 1997). Een derde effect is het beïnvloeden van voortplantingssucces (Lasalle *et al.*, 2011; Arndt *et al.*, 2002). Dit doordat er interactie kan ontstaan met de uitheemse steuren, waarbij hybridisatie mogelijk is onder verschillende steursoorten (Birstein *et al.*, 1998; Billard & Lecointre, 2001; Jenneckens *et al.*, 2001).

Er zijn vijf mogelijke oorzaken beschreven voor de aanwezigheid van uitheemse steuren in Europa: Het uitzetten van steuren uit particuliere vijvers en aquaria, de sportvisserij die de soort in natuurlijk water willen hebben als trofeevisser, het ontsnappen van steuren uit vijvers of kwekerijen en illegale uitzettingen van een andere aard (Britton & Davies, 2006). Een voorbeeld is de ontsnapping uit kwekerijen in de Poolse Odra rivier in 1992 en 1995, waar duizenden *A. gueldenstadtii* en *A. baerii* ontsnapten uit kweeknetten (Arndt *et al.*, 2000). Een ander voorbeeld is de ontsnapping van 1999, waarbij duizenden *A. baerii* in het Gironde estuarium terecht kwamen. De lange termijn effecten van deze ontsnapping zijn nog niet duidelijk (Rosenthal *et al.*, 2009). De vijfde mogelijkheid is het op 'natuurlijke wijze' verschuiven van geschikte omstandigheden, waardoor verspreidingsgebieden kunnen overlappen (Bohn *et al.*, 2008).

Een probleem van inheemse steuren is om de soorten te onderscheiden (CITES, 2001; Wheeler *et al.*, 2004). Zo zou voorheen *A. sturio* verscheidene geografische rassen hebben (Holčík *et al.*, 1989). Echter werd duidelijk dat het ging om twee soorten, namelijk *A. oxyrinchus* en *A. sturio*. Hiervan is recentelijk aangetoond dat deze twee soorten aanzienlijk zijn gehybridiseerd (Tiedemann *et al.*, 2007).

3.4.9.2 Toekomstbeeld

Het aantal uitheemse steursoorten in Duitse kust- en estuarium wateren zijn in toenemende mate waargenomen (Spratte & Rosenthal, 1996; Arndt *et al.*, 2000; Arndt *et al.*, 2002). Dit terwijl het aantal waarnemingen van *A. sturio* achteruit gaat (zie tabel 4).

Tabel 4: Veranderingen in totaalvangsten en soortensamenstelling van steurvangsten in Duitse en Nederlandse zoete en zoute wateren, 1981-1999. (Arndt *et al.*, 2000)

	De Noordzee en de daarop uitmondende rivieren	
	1981 - 1993	1994 - 1999
Totale vangst (n)	42	85
<i>A. sturio</i>	16	2
<i>A. baerii</i>	11	23
<i>A. gueldenstaedtii</i>	1	0
<i>A. ruthenus</i>	1	0
<i>A. transmontanus</i>	0	3
Hybriden	2	9
Niet-geïdentificeerd	11	48

Er is behalve met de zeer verwante soort *A. oxyrinchus* nog geen hybridisatie waargenomen in de Baltische Zee en de Noordzee met andere steursoorten. Dit wil echter nog niet zeggen dat het niet mogelijk is, aangezien het enkele tientallen jaren duurt tot het duidelijk is of er geslachtsrijp nageslacht kan voortkomen uit de verschillende steursoorten. (Kirschbaum *et al.*, 2009)

Genetische verschillen zijn naast een risico ook een mogelijkheid voor het aansterken van de *A. sturio* populatie. Zo kunnen de enkele individuen ten zuiden van de populatie in de Gironde, met name uit de Middellandse Zee, een bijdrage leveren aan de kleine in- en ex-situ populatie. Deze vissen worden nog regelmatig gevangen ondanks de niet meer bestaande populatie in de Middellandse zee (Paschos *et al.*, 2008). Met de effecten van de klimaatsverandering in het achterhoofd, kan gekweekt worden met deze dieren om de soort genetisch divers te maken en zo de mogelijkheid om zich aan te passen aan de omstandigheden niet te verliezen. (Chaissang *et al.*, 2011)

4 Discussie

In dit hoofdstuk zal eerst de toegepaste methode bediscussieerd worden, hierin worden algemene zaken omtrent de onderzoeksmethode besproken. Daarop volgen de paai- en opgroeigebieden, waarin specifiek op de methode voor het bepalen van de gebieden hiervoor wordt ingegaan. Tot slot worden in de paragraaf 'Risiko's' oplossingen aangedragen en bediscussieerd voor de top 3 risico's.

4.1 Onderzoeksmethode

Door het vroege uitsterven van *A. sturio* in de meeste Europese rivieren, is weinig kennis beschikbaar over *A. sturio*. Er is een tekort aan kennis over de biologie, daarnaast is er veel onduidelijkheid over het exacte aandeel van de verschillende risico's op het voorkomen van *A. sturio*. Door dit gebrek aan kennis wordt *A. sturio* veelal vergeleken met *A. oxyrinchus*, welke in Amerika voorkomt. Deze steursoort is qua morfologie bijna identiek aan *A. sturio* (Fontana, 2011). Echter, vlak voor het uitsterven van *A. sturio* populaties in Europa, was *A. oxyrinchus* bezig met een opmars vanuit de Oostzee en verdrong daarbij *A. sturio* (Tiedemann *et al.*, 2007). Dit geeft aan dat *A. oxyrinchus*, om wat voor reden dan ook, succesvoller was in de rivieren die uitmonden op de Oostzee. Dit geeft aan dat er verschillen zijn en er zorgvuldig moet worden gehandeld omtrent het vergelijken van *A. sturio* met *A. oxyrinchus*.

Kennis over *A. sturio* is voornamelijk afkomstig vanuit Frankrijk. Bronnen geschreven over *A. sturio* tot ongeveer het jaar 2000, zijn voornamelijk in het Frans geschreven. In dit onderzoek zijn veel Franstalige bronnen achterwege gelaten, in verband met de lage effectiviteit van het verwerken ervan. Wel zijn referenties naar deze bronnen vanuit Engelstalige en Nederlandstalige literatuur meegenomen, waardoor een deel van de kennis beschreven in het Frans, verwerkt is in dit rapport.

4.2 Paaigebieden

In Nederland zijn er een twintigtal meetpunten uit het Rijnsysteem vanaf de grens met Duitsland tot aan de uitmonding op zee die de verschillende waterparameters meten, in Duitsland zijn slechts vier punten gevonden. Ook is informatie over het substraat op de verschillende locaties in het Rijnsysteem niet beschikbaar, terwijl deze essentieel is voor de paai van *A. sturio*. Door het gebrek aan deze informatie is er een vergelijking gemaakt met een onderzoek naar de geschikte paailocaties van de elft (*Alosa alosa*) (Scharbert, 2010). Hoewel de criteria van de elft sterk overeenkomt met *A. oxyrinchus*, waarbij slechts de diepte voor de elft ietwat ondiep lijkt voor volwassen *A. sturio* en *A. oxyrinchus*, is het onduidelijk in hoeverre deze gebieden geschikt zijn voor *A. sturio*.

Voor het nagaan van geschiktheid van de paaigebieden omtrent waterwaardes in het Rijnsysteem, is data gebruikt uit de paaimaanden (mei, juni, juli), waarbij dit misschien te scherp is toegespitst en de maanden april en augustus ook van belang kunnen zijn voor de paai van *A. sturio* (Martens, 1992; Kinzelbach, 1987; Verhey, 1949). Mogelijk dat door het verlengen van het termijn de minimale, maximale en gemiddelde waarde gunstiger of juist minder gunstig uitpakten voor de paai van *A. sturio* in het Rijnsysteem.

4.3 Opgroeigebieden

De geschiktheid van opgroeigebieden is moeilijker te bepalen voor *A. sturio*, aangezien deze in zijn verschillende levensfasen verschillende vereisten stelt aan zijn omgeving. Steuren tot één jaar zouden niet tegen zoutwater kunnen, waarna deze steeds toleranter wordt naar zoutwater. Echter is onbekend in hoeverre deze juvenielen in verschillende zoutgradiënten kunnen leven. Om hier een conclusie over te trekken is er vergeleken met de omstandigheden waarin de verschillende leeftijden van *A. sturio* in het Girondesysteem voorkomen. Deze gegevens zijn afgeleid van de gezenderde steuren in het Gironde estuarium (zie Brosse *et al.*, 2011). Wellicht zal de omgeving waarin verschillende fasen van *A. sturio* voorkomen in het Rijnsysteem anders zijn vanwege de andere morfologie van de rivier.

Door van één jaargang, namelijk 2011, de zoutgehaltes via Live.waterbase.nl (2012) te downloaden en vervolgens alleen de minimale, maximale en het gemiddelde mee te nemen, kan een beeld zijn ontstaan dat niet representatief is voor andere jaren. Bovendien wordt het zoutgehalte ongeveer maandelijks gemeten, waardoor kort voorkomende mogelijk extreme schommelingen niet werden vastgelegd. Hierdoor zouden de schattingen voor de huidige opgroeigebieden kunnen afwijken van de werkelijke situatie.

De beschikbare informatie is niet voldoende om te bepalen of de leeftijdsfasen van *A. sturio* ook in het Rijnsysteem kunnen leven. De rode draadworm (*Heteromastus filiformis*), waar de jonge *A. sturio* in de Gironde op foerageert, komt niet voor in het Rijnsysteem (Brosse *et al.*, 2011). Een vergelijking met de verspreiding van de rode draadworm is dan ook niet accuraat genoeg om gebieden in het Rijnsysteem aan te wijzen als geschikte gebieden. Voor opgroeigebied is gekeken naar de mogelijkheden in het IJsselmeer, de Nieuwe Waterweg, het Haringvliet en het Noordzeekanaal, maar niet naar mogelijkheden voor opgroeigebied naast het Rijnsysteem, bijvoorbeeld de Westerschelde. Het Schelde estuarium heeft nog een volledige zoet-zout overgang, waardoor er hier mogelijk geschikt gebied te vinden is.

4.4 Risico's

Hoewel de grootte van de effecten van de verschillende risico's voor *A. sturio* onbekend is, wordt door de heer Gessner, een expert op steurgebied in Duitsland, aangenomen dat de top 3 bedreigingen voor eventuele terugkeer van *A. sturio* in het Rijnsysteem is: Scheepvaart (1), Haringvliet (2), Visserij (3). Voor deze drie risico's zijn hieronder oplossingen aangedragen.

Om de negatieve effecten van scheepvaart te verminderen zouden kanalen langs de hoofdstroom van de rivier mogelijk uitkomst bieden, hierbij zou in de eerste plaats kunnen worden gekeken naar de scheepvaart langs belangrijke paaiplaatsen. Belangrijk hierbij is dat deze kanalen weinig tot geen water afvoeren, om de stroming in de rivier zo natuurlijk mogelijk te houden. Een andere oplossing voor het scheepvaart probleem kan zijn, dat *A. sturio* ook bij lagere waterstanden voldoende ruimte in de rivier krijgt, omdat de schade door scheepvaart dan waarschijnlijk het grootst is (Kranenbarg, 2011). Mogelijk dat er door diepe kuilen in de rivierbedding een ruimte gecreëerd wordt waar steuren tijdelijk kunnen wachten tot het water in de rivier weer stijgt.

De problemen omtrent het Haringvliet worden veelvuldig besproken. Het MER Beheer Haringvliet (1998) beschrijft, zoals eerder beschreven, vier scenario's voor het verbeteren van de visstand in het Haringvliet en doortrek mogelijkheden voor trekvis. De plannen omtrent het Haringvliet worden telkens uitgesteld. Een mogelijk vijfde alternatief wordt beschreven door van Koog *et al.* (2012), hierbij wordt de zoet-zoutovergangszone verplaatst richting zee, waardoor problemen bij de andere vier scenario's omtrent zoetwatervoorziening rond het Haringvliet geen probleem meer oplevert.

De visserij rondom de Noordzee is/wordt momenteel voorgelicht door Irstea en CNPMM over hoe te handelen wanneer er een steur gevangen wordt. Hierdoor zou het sterfte percentage als gevolg van vangst in de visserij zakken. Verder zou in de toekomst moeten worden gezocht naar goed werkende alternatieven om bijvangst van steuren en anderen vissoorten te voorkomen.

Voor de overige risico's die besproken zijn in de risico analyse zijn oplossingen voor zover mogelijk aangedragen in de stukken zelf. Van een aantal risico's staat bovendien niet vast of ze in de huidige situatie nog een toekomstige *A. sturio* populatie in de weg staan, zoals de waterkwaliteit.

5 Conclusie

Vraag 1: Wat is de verspreiding en omvang van geschikt habitat voor de verschillende levensfasen van *A. sturio* in het Rijnsysteem?

Er zijn voor dit onderzoek twee verschillende gebieden op omvang en verspreiding onderzocht, namelijk de gebieden die van belang zijn voor de paai van *A. sturio* en de gebieden die van belang zijn voor het opgroeien van de steuren tot een leeftijd van twee tot vier jaar (juvenielen). Voor beide levensfasen is het rivierensysteem erg belangrijk.

De potentieel geschikte paaigebieden bevinden zich vanaf Nijmegen tot aan Iffezheim. Paaihabitat verder stroomopwaarts is moeilijker tot niet bereikbaar voor *A. sturio* door aanwezigheid van stuwen. In het onderzoek naar de elft (Scharbert, 2010) bevinden zich tussen Duisburg en Koblenz de grootste dichtheid potentieel geschikte paaigebieden. Verder stroomafwaarts en stroomopwaarts bevinden zich ook potentieel geschikte paaigebieden, maar in mindere dichtheden. Middels het analyseren van historische bronnen, worden delen van de Rijn tussen Nijmegen en Duisburg, tussen Koblenz en Mainz en tussen Mannheim en Iffezheim als meest geschikte paaigebieden aangewezen. Beide bronnen wijzen verschillende belangrijkste gebieden aan, waardoor het geven van exacte hectares paaihabitat niet als betrouwbaar kan worden gezien.

Voor het opgroeien van *A. sturio* tot een leeftijd van twee tot vier jaar, zijn de brakwaterzones van belang. In het Rijnsysteem zijn op dit moment de Nieuwe Waterweg en het Noordzeekanaal de potentieel geschikte gebieden voor de juveniele *A. sturio*. In beide wateren bevindt zich een zoet-zoutovergang. Echter zijn beide wateren ook belangrijk havengebied, waardoor deze gebieden als minder geschikte gebieden kunnen worden gezien. Daarbij komt voor het Noordzeekanaal dat via die weg weinig Rijnwater naar zee afgevoerd wordt en daardoor moeilijk vindbaar voor *A. sturio*. Totale oppervlakten geschikt opgroeigebied kunnen vanwege de intensieve scheepvaart en bijbehorende activiteiten in de twee zoet-zoutovergangzones niet met zekerheid als geschikt kan worden gezien.

Vraag 2: Wat is de invloed van huidige risico's op een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem?

Op dit moment vormen scheepvaart, het Haringvliet en de visserij de grootste risico's voor een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem. Het Haringvliet vormt een risico zowel door het ontbreken van een zoet-zoutgradient als het belemmeren van de migratie door de dam als migratie obstakel. Daarnaast vormen andere migratie obstakels, andere afgesloten zoet-zoutovergangen, kanalisatie en inpoldering, bodemroerende activiteiten, waterkwaliteit, klimaatverandering en uitheemse steuren een risico. In hoeverre deze risico's een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem onmogelijk maakt, is op dit moment niet exact weer te geven.

Vraag 3: Wat is het effect van mogelijke maatregelen op de huidige risico's die een rol spelen bij een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem?

Om de negatieve effecten van de Haringvlietdam te verminderen is er al lange tijd een discussie over het openzetten van de Haringvlietdam gaande. In het MER beheer Haringvlietssluisen (1998) zijn vier scenario's voorgesteld, het 'nul-scenario', 'gebroken getij', 'getemd getij' en het 'stormvloedkering', deze zijn in dit rapport uitvoerig geanalyseerd. Het 'getemd getij' en het 'stormvloedkering' zorgen beide voor een redelijk tot goed zoet-zoutgradient in het Haringvliet en worden daarom gezien als de twee scenario's die de zoet-zout overgangszone en zo ook het opgroei-habitat van de juveniele steuren kan vergroten. Het 'gebroken getij' vergemakkelijkt de intrek van migrerende vissoorten in het Haringvliet, maar levert geen aanzienlijke zoet-zout overgangszone op. Het 'nul-scenario' is het huidige beheer type en maakt het Haringvliet geheel ongeschikt voor opgroeiende steuren en intrek van eventueel terugkerende steuren is via die weg erg moeilijk.

Voor de andere risico's zijn, zo goed als mogelijk, maatregelen die kunnen worden genomen benoemd. Deze maatregelen zullen een positief effect hebben een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie in het Rijnsysteem. Wanneer eventuele herintroductie van *A. sturio* in het Rijnsysteem start, zal monitoring van geïntroduceerde steuren duidelijkheid moeten bieden in hoeverre verschillende maatregelen zouden moeten worden genomen.

6 Aanbevelingen

In dit onderzoek is gekeken naar de rivier zelf en zijn gebieden buitendijks niet meegenomen. In een vervolgstudie zou daarom gekeken kunnen worden naar de geschiktheid van de voordelta, de Waddenzee en het Schelde estuarium als opgroeigebied voor de juveniele steuren. Vanuit de voedselbeschikbaarheid zijn de Voordelta en de Waddenzee zeer interessant opgroeigebied voor de steuren. De met het onnatuurlijke spuibeheer gepaard gaande schommelingen in het zoutgehalte vormen hier mogelijk een knelpunt. Het Schelde estuarium lijkt vanwege zijn natuurlijke zoet-zoutovergang erg geschikt opgroeigebied.

De exacte effecten van de in dit rapport genoemde risico's op een mogelijk toekomstige *A. sturio* populatie zijn veelal onbekend. Dit wordt veroorzaakt door het ontbreken van *A. sturio* in de Rijn sinds lange tijd. Tijdens de herintroductie van *A. sturio* zou daarom gestreeft moeten worden naar meer duidelijkheid over de exacte effecten van de risico's.

Voor een aantal van de genoemde risico's kan met redelijk grote zekerheid gesteld worden dat er een negatieve invloed zal zijn. Zo zullen het Haringvliet, scheepvaart en de visserij een negatieve invloed hebben. Om de schade van deze risico's in de toekomst te beperken, kan een analyse naar mogelijke oplossingen gedaan worden.

Het is met de huidige kennis niet mogelijk om onderbouwde en effectieve plannen en maatregelen op te stellen voor *A. sturio* in het Rijnsysteem door het ontbreken van kennis over: het foerageergedrag in het Rijnsysteem, leergedrag van *A. sturio*, 'homing' en migratie naar andere riviersystemen, huidige aantallen inclusief overgebleven individuen uit verdwenen populaties, gegevens over natuurlijke sterfte en leefwijze op zee. Onderzoek hierna zou voor veel opheldering zorgen.

Literatuurlijst

- Admiraal, W., G. van der Velde, H. Smit & W.G. Cazemier. 1993. The rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: present state and signs of ecological recovery.
- Akkerman, G.J. & M.A. van Heereveld. Publicatie jaar onbekend. Sustainable Navigation Rhine Delta Branches, a Reconnaissance of Strategies.
- Armengol, J. 1998. Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona Limnética, 14, pp. 17–33.
- Arndt, G.M., J. Gessner, E. Anders, S. Spratte, J. Filipiak, L. Debus, K. Skora. 2000. Predominance of exotic and introduced species sturgeons among sturgeons captured from the Baltic and North Seas and their watersheds, 1981–1999. Boletín Instituto Español de Oceanografía 16: 29–36.
- Arndt, G.M., J. Gessner & C. Raymakers. 2002. Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe.
- Arndt, G.M., J. Gessner & R. Bartel. 2006. Characteristics and availability of spawning habitat for Baltic sturgeon in the Odra River and its tributaries.
- Artyukhin, E. & P. Vecsei. 1999. On the status of Atlantic sturgeon: conspecificity of European *Acipenser sturio* and North American *Acipenser oxyrinchus*. Journal of Applied Ichthyology 15: 35–37.
- Begon, M., J.L. Harper, C.R. Townsend. 1999. ECOLOGÍA: Individuos, poblaciones y comunidades Ediciones Omega 865 pp.
- Berendsen, H.J.A. 1998. Birds-Eye View of the Rhine-Meuse Delta (The Netherlands). Journal of Coastal Research, 14 [3] (Summer, 1998): 740–752.
- Berendsen, H.J.A. 2008. Landschappelijk Nederland. (4^{de} herziene druk) Fysische geografie van Nederland. ISBN 978-90-232-4148-5.
- Berkeley, S.A., C. Chapman & S.M. Sogard. 2004. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. Ecology 85 (5): 1258–1264.
- Billard, R. & G. Lecointre. 2001. Biology and conservation of sturgeon and paddlefish. Reviews in Fish Biology and Fisheries 10: 355–392.
- Birkeland, C. & P.K. Dayton. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. TRENDS in Ecology and Evolution 20 (7): 356–358.
- Birstein, V.J., P. Doukakis, B. Sorkin & R. de Salle. 1998. Population aggregation analysis of three Caviar-producing species of sturgeons and implications for the species identification of black caviar.
- Bohn T., P.A. Amundsen & A. Sparrow. 2008. Competitive exclusion after invasion? Biological Invasions 10: 359–368.
- Boon, A.R., M. Fellingner, R. Bijnsdorp. 2002. Natuurlijk zoet-zout: een handreiking voor het herstel van zoet-zout overgangen in Nederland.
- Britton, J. R. & G. D. Davies. 2006. Ornamental species of the genus *Acipenser*: new additions to the ichthyofauna of the UK.
- Brosse, L., C. Taverny & M. Lepage. 2011. Habitat, Movements and Feeding of Juvenile European Sturgeon (*Acipenser sturio*) in the Gironde Estuary. Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758: 153–163.

Chassaing, O., N. Desse-Berset, M. Duffrais, G. Piquès, C. Hänni & P. Berrebi. 2011. Palaeogeographic Patterns of *A. sturio*. Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758: 117-129.

CEMAGREF. 1995. Presence presse (1994-1995) : Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* / CEMAGREF (Centre National du Machinisme Agricole du Genie Rural, des Eaux et des Forêts) - Bordeaux (Frankrijk).

CITES. 2001. CITES Identification guide - Sturgeons and Paddlefish : Guide to the identification of sturgeon and paddlefish species controlled under the Convention of International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora / CITES (Convention of International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). Geneva (Internationaal) : Secretariaat CITES, 2001. ISBN 0-660-61641-6.

Collier, M., R.H. Webb & J.C. Schmidt. 1996. Stuws and rivers. A primer on the downstream effects of stuws.

Daan, N. 2000. Deskstudie Draagkracht Westerschelde voor jonge vis.

Dankers, N. & J. Steenbergen. 2006. Geleidelijke zoet-zout overgangen in Nederland.

De Deckere, E. & P. Meire. 2000. De ontwikkeling van een streefbeeld voor het Schelde estuarium op basis van de ecosysteemfuncties, benaderd vanuit de functie natuurlijkheid.

De Groot, S.J. 1992. Herstel van riviertrekvisser in de Rijn een realiteit? 6. De Steur. De Levende Natuur 93 [1]: 14-18

De Groot, S.J. 2002. A review of the past and the present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible? Hydrobiologia 478: 205-218.

De Nie, H.W. & G. van Ommering. 1997. Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

De Zwart, D. & A.J. Folkerts. 1990. Monitoring the toxicity of organic compounds dissolved in Rhine water. Hydrobiological Bulletin 24: 5-12.

Dekker, W. 2004. Monitoring van de intrek van glasaal in Nederland: evaluatie van de huidige en alternatieve methodieken.

Dieperink, C. 1997. Tussen zout en zalm. Lessen uit de ontwikkeling van het regime inzake de Rijnvervuiling. Ph.D. thesis, Utrecht University, Amsterstuw: Thesis Publishers. Franse weigering, Rijnverdrag van de baan.. 1979. De Volkskrant: 4-12-97

Disco, C. & E. van der Vleuten. 2002. The politics of wet system building: Balancing interests in Dutch water management from the middle ages to the present. Knowledge, Technology & Policy 14 (4): 21-40.

Douben, N. & S.E. Werners. 2001. Decision support system for maintenance dredging in the river Rhine.

Durrieu, G., R. Maury-Brachet, M. Girardin, E. Rochard, A. Boudou. 2005. Contamination by heavy metals (Cd, Zn, Cu, and Hg) of eight species in the Gironde estuary (France). Estuaries 28(4): 581-591.

EICB, 2009. Containervaart. Geraadpleegd via:
<http://www.informatie.binnenvaart.nl/vervoer/containervaart.html> [30-07-2012]

Elie, P. 1997. Restauration de l'esturgeon Européen *Acipenser sturio*. Rapport final du programme execution Operations: I-III, 1994-1997 [Restoration of the European sturgeon *Acipenser sturio*. Final report for Operations I-III]. Etude Cemagref 24: 381.

FAO-DVWK. 2002. Fish passes. Design, dimensions and monitoring. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome/ Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. ISBN 92-5-104894-0.

Fontana, F. 2011. Cytogenetics as a Tool for an Exploration of *A. sturio* Status Within Sturgeons. Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758: 13-21.

Froehlich-Schmitt, B. 2004. Rijn/Zalm 2020. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. Koblenz.

Gessner, J. & R. Bartel. 2000. Sturgeon spawning grounds in the Odra River tributaries: A first assessment. Boletín Instituto Español de Oceanografía 16 (1-4):127-137.

Gessner, J., M. Tautenhahn, H. von Nordheim & T. Borchers. 2010. Nationaler Aktionsplan. Zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Gessner, J. & W. Schütz. 2011. Wiedereinbürgerung des Europäischen Störs in der Oste. Strategie und erste Ergebnisse. Wasser und Abfall 1-2.

Gessner, J., S. Spratte & F. Kirschbaum. 2011. Historic Overview on the Status of the European Sturgeon (*Acipenser sturio*) and Its Fishery in the North Sea and Its Tributaries with a Focus on German Waters. In: Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758: 195-219

Gessner, J. 2012. Persoonlijke communicatie op 21 juni 2012.

Havinga, H., M. Taal, R. Smedes, G.J. Klaassen, N. Douben & C.J. Sloff. 2006. Recent training of the lower Rhine River to increase Inland Water Transport potentials: A mix of permanent and recurrent measures.

Hendriks, A. J., J. L. Maas-Diepeveen, A. Noordsij & M. A. van der Gaag. 1994. Monitoring response of XAD-concentrated water in the Rhine delta: a major part of the toxic compounds remains unidentified. Water Research 28: 581-598.

Hop, J. 2011. Vismigratie Rijn-Maasstroomgebied - samenvatting op hoofdlijnen. RWS Zuid-Holland, ATKb.

Holčík, J., R. Kinzelbach, L.I. Sokolov & V.P. Vasil'ev. 1989. *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758. In: The freshwater Fishes of Europe. General introduction to fishes / *Acipenseriformes*. Vol. 1, part II. Holčík, J. (ed.). AULA-Verlag, Wiesbaden. ISBN 3-89104-431-3.

Houben, B., L. Linnartz & C. van der Mark. 2011. Steuren in de Rijn. ARK Natuurontwikkeling.

Houben, B. 2012. Persoonlijke communicatie op 11 mei 2012.

IKSR. 1987. Aktionsprogramm 'Rhein'. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, Koblenz, F.R.G., 18 pp.

Jager, Z. 1999. Visintrek Noord-Nederlandse kustzone. Rapport RIKZ rapportnr. 99.022.

Jakob, E. 1996. Das Potential des Unteren Niederrheins als Laich- und Bruthabitat des europäischen Stör *Acipenser sturio*. LOBF (Landesanstalt für Ökologie, Bodenverordnung und Forsten Nordrhein Westfalen). Kirchhundem, Duitsland.

Janssen, G.M. 2000. Herstel van estuariene gradienten in het waddengebied.

Jennekens I., J.N. Meyer, G. Hörstgen-Schwark, B. May, L. Debus, A. Ludwig. 2001. A fixed allele at microsatellite LS-39 is characteristic for the black caviar producer *Acipenser stellatus*. Journal of Applied Ichthyology 17: 39-42

- Kinzelbach, R. 1987. Das ehemalige Vorkommen des Stors, *Acipenser sturio*, (Linnaeus, 1758), im Einzugsgebiet des Rheins (Chondrostei: Acipenseridae). *Angewandte Zoologie* 74: 167-200.
- Kirschbaum, F., S. Wuertz, P. Williot, R. Tiedemann, G.M. Arndt, E. Anders, A. Krüger, R. Bartel & J. Gessner. 2009. Prerequisites for the Restoration of the European Atlantic Sturgeon, *Acipenser sturio* and the Baltic Sturgeon (*A. oxyrinchus* x *A. sturio*) in Germany. *Biology, Conservation and Sustainable Development of Sturgeons*.
- Klein Breteler, J.P.G. & J. Kranenbarg. 2000. Gidssoortenmatrix Ecologische Netwerkstudies: Annex Vis. OVB / RIZA. OVBOnderzoeksrapport 00087.
- Klijn, F., G. Meurs, M. Haasnoot, E. Vastenburg, J. van den Akker, H. Sas, G. Zwolsman, R. Vis & S. van Eekelen. 2006. Herinrichting van het IJsselmeergebied?, probleemanalyse en oplossingsrichtingen vanuit geo-ecologisch perspectief.
- Klinge C.M., A.L. Studinski-Jones, P.C. Kulakosky, R.A. Bambara & R. Hilf. 1998. Comparison of tamoxifen ligands on estrogen receptor interaction with estrogen response elements. *Molecular and Cellular Endocrinology* **143** 79-90.
- Klink, A.G. 1989. The Lower Rhine: Palaeoecological Analysis. In: G.E. Petts (Red.): Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. J. Wiley & Sons Ltd, 183-201.
- Kottelat, M., J. Gesner, P. Williot, E. Rochard & J. Freyhof. 2010. *Acipenser sturio*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. www.iucnredlist.org [26-03-2012].
- Kranenbarg, J. 2011. Meters dode palingen en zeeprikken langs de rivieren; tel ze mee. Geraadpleegd via <http://www.natuurbericht.nl/?id=6057&cat=vissen> [20-08-2012]
- Larinier, M. 2001. Stuw, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution. ISBN 92-5-104694-8.
- Lassalle, G., M. Béguier & E. Rochard. 2011. Potential Effects of Forthcoming Climate Change and Biological Introductions on the Restoration of the European Sturgeon. *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser sturio* L. 1758: 593-601.
- Leppäkoski E., S. Gollasch, S. Olenin. 2002. Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impact and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: IX, 583 pp.
- Leuven, R. S. E. W., J. L. M. Haans, A. J. Hendriks, R. A. C. Lock & S. E. Wendelaar Bonga. 1998. Assessing cumulative impacts of multiple stressors on river systems. In Nienhuis, P. H., R. S. E. W. Leuven & A. M. J. Ragas (eds), *New Concepts for Sustainable Management of River Basins*. Backhuys Publishers, Leiden: 241-260.
- Lewison, R.L., L.B. Crowder, A.J. Read & S.A. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *TRENDS in Ecology and Evolution* 19: 598-604.
- Live.waterbase.nl. 2012. Waterbase. Geraadpleegd via: http://live.waterbase.nl/waterbase_wns.cfm?taal=nl [30-06-2012]
- Luk'yanenko, V.I., A.S. Vasil'ev, V.V. Luk'yanenko & M.V. Khabarov. 1999. On the increasing threat of extermination of the unique Caspian sturgeon populations and the urgent measures required to save them.
- Mamcarz, A. 2000. Decline of the Atlantic sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 in Poland: An outline of problems and prospects.
- Maps.wasserblick.net. 2012. Wasserblick. Geraadpleegd via: <http://maps.wasserblick.net:8080/iksr-zt/> [30-06-2012]

- Martens, P.J.M. 1992. De zalmvisser van de Biesbosch : Een onderzoek naar de visserij op het Bergse Veld, 1421-1869. Proefschrift Katholieke Universiteit Brabant, Tilburg, St. Zuidelijk Historisch Contact,. ISBN 90-70641-43-7.
- Maurice, L. 1994. La qualité des eaux de l'estuaire [The quality of the estuarine waters]. pp32-45 In J.L.Mauvais, J.F. Guillaud (Coord.) Livre blanc de l'estuaire pour l'agence de l'eau Adour Garonne.
- Maury-Brachet R., E. Rochard, G. Durrieu, A. Boudou. 2008. The 'Storm of the Century' (December 1999) and the Accidental Escape of Siberian Sturgeons (*Acipenser baerii*) into the Gironde Estuary (Southwest France): An original approach for metal contamination. Environmental Science and Pollution Research 15 (1): 89-94.
- Ministerie van EZ en I. 2012. Steur, *Acipenser sturio*. Soortendatabase [30-06-2012]
- Ministerie van V&W. 1998. Vierde Nota Waterhuishouding. Regeringsbeslissing.
- Ministerie van VROM, LNV, V&W & EZ. 2004. Nota Ruimte. Ruimte voor ontwikkeling.
- Ministerie van VROM. 2006. Derde Nota Waddenzee. Planologische Kern Beslissing.
- Näring, M. 2007. Het herstel van zoet-zout overgangen rondom het Waddenzeegebied.
- Nienhuis, P.H., A.D. Buijse, R.S.E.W. Leuven, A.J.M. Smits, R.J.W. de Nooij & E.M. Samborska. 2002. Ecological rehabilitation of the lowland basin of the river Rhine (NW Europe) Hydrobiologia 478: 53-72.
- Niklitschek, E.J. & D.H. Secor. 2009. Dissolved oxygen, temperature and salinity effects on the ecophysiology and survival of juvenile Atlantic sturgeon in estuarine waters:II. Model development and testing. Journal of experimental marine biology and ecology 381: 161-172.
- OSPAR. 1998. Geography, hydrography and climate.
- Paschos I., C. Perdikaris, E. Gouva, C. Nathanailides. 2008. Sturgeons in Greece: a review. Journal of Applied Ichthyology 24:131-137.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C.J. Walters, R. Watson & D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. Nature 418: 689-695.
- Pavlov D.S., K.A. Savvaitova, L.I. Sokolov, S.S. Alekseev. 1994. Redkie i Ischezayushchie Zhivotnye. Ryby [Rare and vanishing animals. Fishes]. Vysshaya Shkola, Moskva.
- Peters, B. & T. Stoesser. 2001. The Rest Rhine. New opportunities for nature rehabilitation and flood prevention. Katholieke Universiteit Nijmegen & Bureau Drift.
- Praamsma, J.M. 1986. De regulatie en kanalisatie van de grote rivieren in Nederland sinds de 19^e eeuw. Utrecht/Harderwijk.
- Pustelnik, G. & O. Guerri. 2000. Analysis of partnership and conservation requirements for a threatened species, *Acipenser sturio* L. 1758: Towards the implementation of a recovery plan. Boletín Instituto Español de Oceanografía 16 (1-4): 209-216.
- Reynolds, C.S. 1996. Algae, P. Geoffrey, P. Calow (Eds.), River Biota: Diversity and Dynamics, Blackwell Science (1996) 257 pp.
- Rijkswaterstaat. 1998. MER beheer Haringvlietsluizen. Over de grens van zoet naar zout. ISBN 903694802.
- Rochard, E., M. Lepage & L. Meauze. 1997. Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* a partir de déclarations de captures. Aquatic Living Resources 10: 101-109.

- Rochard E., M. Lepage, P. Dumont, S. Tremblay & C. Gazeau. 2001. Downstream migration of juvenile european sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde Estuary. *Estuaries* 24(1): 108-115.
- Rosenthal, H., P. Bronzi, J. Gessner, D. Moreau & E. Rochard. 2009. Action Plan for the conservation and restoration of the European sturgeon. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats (Bern Convention).
- Scharbert, A. 2010. Mapping of potential spawning habitats of the Allis shad in the Rhine-System, in conjunction with the EU LIFE-project "The re-introduction of the Allis shad (*Alosa alosa*) to the Rhine system"
- Sieben, J. 2010. Sediment management in the Dutch Rhine branches.
- Simons, J. & R. Boeters, 1998. A systematic approach to ecologically sound river bank management. In de Waal, L. C., A. R. G. Large & P. M. Wade (eds), *Rehabilitation of Rivers: Principles and Implementation*. Wiley, Chichester: 57-85.
- Smit, H. & G. van Urk. 1987. Het herstel van de ecologische waarden van de Rijn: over de zalm en ecologische doelstellingen. *H2O* 20: 427-430.
- Schneiders, A., I. Simoens & C. Belpaire. 2009. Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport – NARA 2009. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Spinewine, B. & Y. Zech. 2008. An ex-post analysis of the German Upper Rhine: data gathering and numerical modeling of morphological changes in the 19th century. *J. Flood Risk Management* 1: 57-68.
- Spratte, S. & H. Rosenthal. 1996. Meldungen über Storfänge im Einzugsbereich der deutschen Nordseeküste (1981-1995). *Fischer und Teichwirt* (3): 78-82.
- Ten Brinke, W.B.M. & Götz, E. 2001. Bed level changes and sediment budget of the Rhine near the German-Dutch border, RIZA rapport 2001.044.
- Tiedemann R., K. Moll, K.B. Paulus, M. Scheer, P. Williot, R. Bartel, J. Gessner, F. Kirschbaum. 2007. Atlantic sturgeons (*Acipenser sturio*, *Acipenser oxyrinchus*): American females successful in Europe. *Naturwissenschaften* 94: 213-217.
- Trouvery, M., P. Williot & G. Castelnaud. 1984. Biologie et ecologie d'*Acipenser sturio*. Etude de la pecherie. Serie Esturgeon No 1. CEMAGREF, Bordeaux (Frankrijk).
- Van de Wetering, B. 2012. Persoonlijke communicatie op 27 juni 2012.
- Van den Hurk, B., A. Klein Tank, G. Lenderink, A. van Ulden, G.J. van Oldenborgh, C. Katsman, H. van den Brink, F. Keller, J. Bessembinder, G. Burgers, G. Komen, W. Hazeleger & S. Drijfhout. 2006. KNMI climate change scenarios 2006 for the Netherlands.
- Van der Velde, G. & R.S.E.W. Leuven. 1999. Polluted river systems: Monitoring and assessment of ecotoxicological risks. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica* 27/5: 251-256.
- Van Emmerik, W.A.M. 2004. Kennisdocument Atlantische steur *Acipenser sturio* (Linnaeus, 1758).
- Van Koog, S., E. Verduin, M. van Kersten, H. Hoogendoorn, B. van Bueren & E. Kuijs. 2012. Balance Island. Grontmij, Imares en Waterarchitect.
- Van Leussen, W., G. Kater & P. van Meel. 2000. Multi-level approach to flood control in the Dutch part of the river Meuse. In Smits, A. J. M., P. H. Nienhuis & R. S. E. W. Leuven (eds), *New Approaches to River Management*. Backhuys Publishers, Leiden: 287-306.

Van Winden, A., W. Overmars, W. Bosman & A. Klink. 2000. *A. sturio*: Terugkeer in de Rijn. Wereld Natuur Fonds / Stichting ARK, Hoog Keppel (Nederland). ISBN 90-74647-49-9.

Verhey, C.J. 1949. Het voorkomen van de steur (*Acipenser sturio* L.) in de Nieuwe Merwede tussen 1900-1931. De Levende Natuur 52: 152-159.

Vonk, M., M. Baptist, R. Vis & M. Karelse. 2000. Breezand Brak, een zinvolle gedachte. WL rapport T2227, Delft.

Walther, G.R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg & F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389-395.

Wheeler A.C., N.R. Merrett & D.T.G. Quigley. 2004. Additional records and notes for Wheeler's (1992) List of the Common and Scientific Names of Fishes of the British Isles. Journal Fish Biology 65 (Supplement B): 1-40

Williams, G.P. & G. Wolman. 1984. Downstream effects of stuws on Alluvial Rivers. Geological survey professional paper 1286.

Williot P., E. Rochard, G. Castelnaud, T. Rouault, R. Brun, M. Lepage & P. Elie. 1997. Biological characteristics of European Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, as the basis for a restoration program in France.

Williot, P., G. Arlati, M. Chebanov, T. Gulyas, R. Kasimov, F. Kirschbaum, N. Patriche, L.P. Pavlovskaya, L. Poliakova, M. Pourkazemi, Y. Kim, P. Zhuang & I.M. Zholdasova. 2002. Status and Management of Eurasian Sturgeon: An Overview. International Review of Hydrobiology 87 (5-6): 483-506.

Williot, P., E. Rochard, N. Desse-Berset, J. Gessner & F. Kirschbaum. 2011. Brief Introduction to Sturgeon with a Special Focus on the European Sturgeon, *Acipenser sturio* L. 1758. Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758: 3-11.

Williot, P., E. Rochard; CEMAGREF. Publicatie jaar onbekend. Sturgeon: Restoring an endangered species.

Wolff, W.J. 1978. The degradation of ecosystems in the Rhine. Holdgate M.W., Woodman M.J. (eds) The breakdown and restoration of ecosystems. Plenum. New York, 169-191.

Zholdasova, I. 1997. Sturgeons and the Aral Sea ecological catastrophe. Environmental Biology of Fishes 48: 373-380.

Bijlagen

I: Data uit waterbase.nl / wasserblick.net

II: Groeigrafieken t.a.v. zuurstof verzadiging, zoutgehalte en temperatuur

III: Afvoer bij Lobith in m³/s over 20 jaar

IV: Opening van de Haringvlietsluizen bij verschillende afvoeren in verschillende scenario's

V: Zoutindringing in het Haringvliet bij de verschillende scenario's

Tabel 5: Alle Nederlandse meetpunten die in 2011 actief gemeten hebben met de bepaalde waarden voor zoutgehalte in ppt en zuurstof in mg/l.

Locatie	x-coördinaat	y-coördinaat	Minimaal zoutgehalte	Maximaal zoutgehalte	Gemiddeld zoutgehalte	Minimaal zuurstof	Maximaal zuurstof	Gemiddeld zuurstof
Amerikahaven-2	113330	491750	4,39	9,5	6,92	6,2	11,3	8,49
Amsterdam (kilometer 25, IJtunnel)	122216	488210	2,31	6,43	4,23	6,92	11,4	8,87
Beerkanaal midden	65900	443800	11,9	27,3	22,08	6,1	10,2	7,9
Belfeld Boven	205620	370180	0,1	0,3	0,26	7,06	10,7	8,68
Bocht van Watum	258700	595400	14,6	25,7	21,83	7,34	12,3	10,32
Bovensluis	93200	411900	0,22	0,45	0,32	7	11,2	8,68
Brienoord (kilometer 996.5)	95700	434950	0,26	3,14	0,93	6,1	11,5	9,02
Broekerhaven	146265	522154	0,37	0,44	0,42	9,44	14,3	11,11
Dantzigat	177600	601700	23,9	42,8	29,51	7,85	14,3	10,94
Doove Balg west	131200	562950	15	42,2	26,81	8,41	13,6	11,32
Dreischor	59090	414900	27,9	31	29,89	6,33	11,5	8,64
Eefde boven	213197	463926	0,2	0,4	0,31	5,18	11,5	7,75
Eemmeerdijk, kilometer 23	152810	476750	0,29	0,36	0,32	8,39	14,7	10,48
Eijsden ponton	177000	310000	0,1	0,4	0,29	5,25	13,6	8,85
Genemuiden	199100	515950	0,3	0,3	0,3	5,9	10,2	7,84
Gouda voorhaven	107200	445600	0,35	0,72	0,5	5	8,6	7,08
Groote Gat noord	272952	592318	5,44	21,8	17,11	7,54	13	9,99
Hagestein	137520	444750	0,2	0,4	0,32	5,93	11,6	8,81
Hansweert geul	59530	383900	13,9	25	22,08	7,37	11,6	8,94
Haringvlietsluis	63400	427600	0,22	0,79	0,43	6,8	11,4	9,09
Herkingen	65250	412100	27,9	30,7	29,73	6,89	11,5	8,48
Hoornsche Hop	133000	514000	0,42	0,44	0,43	9,46	14,1	11,15
Houtribhoek	160800	508100	0,33	0,43	0,37	8,89	13,7	10,83
Huibertgat oost	239425	619980	26,3	31,4	29,46	8,6	13,1	11,2
IJmuiden (kilometer 2)	103000	497860	1,54	10,7	7,31	6,98	11	8,89
Kampen	190990	508060	0	0,4	0,3	5,65	11,5	8,41

Keizersveer	120950	414720				7,4	11,3	9,16
Ketelmeer west	172260	513680	0,26	0,41	0,36	7,48	12,6	9,66
Lelystad haven	154250	502000	0,42	0,45	0,43	9,71	13,9	11,16
Lobith ponton	203500	429750	0,3	0,3	0,3	8,3	12,7	10,74
Lodijkse Gat	67532	392564	28,6	31,9	30,79	7	11,3	8,34
Maassluis	76750	437170	0,27	8,02	4,67	6,5	11,9	8,8
Marken Gouwzee	134500	497000	0,41	0,45	0,43	9,2	14,1	10,95
Markermeer midden (zwaartepunt Markermeer)	142000	496000	0,42	0,44	0,43	9,58	14,3	11,15
Marsdiep noord	112200	555250	24,3	41,5	29,4	9	15,4	12,24
Nederweert	180300	364850	0,2	0,4	0,31	5,68	9,56	7,64
Nieuwegein	136180	448300				8,1	12	9,54
Nieuwersluis	128500	468300				8	12	9,58
Oesterdam	74400	387850	0,85	1,21	1,02	9,04	12,2	10,32
Pampus oost	134598	486553				8,64	13,2	10,69
Puttershoek	98370	425100	0,25	0,45	0,33	6,8	11,5	8,95
Ramsdiep (kilometer 10)	191865	515978	0,23	0,33	0,28	7,93	13,8	10,17
Sas van Gent	44250	359080	0,66	6,83	4,31	3,53	8,64	6,48
Schaar van Ouden Doel	75825	374070	2,64	13,9	9,26	5,69	11,7	7,98
Scharendijke diepe put	48710	418254	28,8	32,1	30,48	7,24	11,2	8,9
Soelekerkepolder oost	40100	396110	20,7	30,1	27,29	7,08	13,7	9,14
Steenbergen (Roosendaalsevliet)	75750	406440	0,7	1,24	0,97	8,91	12,7	10,44
Steile bank	171333	537903	0,24	0,44	0,36	9,64	15,2	11,55
Stevensweert	186812	349166	0,1	0,4	0,31	7,71	11,2	9,09
Terneuzen boei 20	46200	374200	20	28	25,1	7,2	11,2	9,04
Veluwemeer midden (zwaartepunt Veluwemeer)	174780	490352	0,33	0,41	0,37	8,87	14,1	10,83
Vliestroom	139850	591900	26,2	32,2	29,74	8,39	13,4	11,23
Vlissingen boei SSVH	28280	381900	25,7	32,1	30,14	7,28	11,9	8,93
Vrouwezand	155400	535900	0,3	0,44	0,38	9,13	14,1	11,29
Vuren	129440	426010	0,2	0,4	0,33	7,28	12,2	9,74
Westhaven-2	116369	490815	5,29	9,92	7,48	7,02	10,8	8,96

Westzaan (kilometer 13)	112630	493518	4,03	9,37	6,87	6,69	10,9	8,64
Wiene	241300	473200	0,2	0,4	0,32	5,6	12,5	8,3
Wissenkerke	39540	402730	29,3	33,1	31,94	7,05	12,2	8,58
Zijkanaal D-1	111762	494149	4,66	9,63	6,94	6,19	10,6	8,41
Zijkanaal E	113984	493513	4,31	9,37	6,55	6,51	10,7	8,64
Zijpe	65700	407000	27,8	30,7	29,59	7,22	11	8,79

Tabel 6: Alle Nederlandse meetpunten die in 2011 actief gemeten hebben met de bepaalde waarden voor zuurgraad en Elektisch Geleidend Vermogen (EGV) in (mS/m).

Locatie	x-coördinaat	y-coördinaat	Minimaal zuurgraad	Maximaal zuurgraad	Gemiddeld zuurgraad	Minimaal EGV	Maximaal EGV	Gemiddeld EGV
Amerikahaven-2	113330	491750	7,6	8,06	7,83	714	1460	1085,3
Amsterdam (kilometer 25, IJtunnel)	122216	488210	7,78	8,18	7,95	220	789	514,46
Beerkanaal midden	65900	443800	7,89	8,08	7,99	1800	3840	3140
Belfeld Boven	205620	370180	7,33	8,23	7,81	25,5	59,5	51,11
Bocht van Watum	258700	595400	7,79	8,23	8,06			
Bovensluis	93200	411900	7,74	8,41	8,06	40	82	58,55
Brienenoord (kilometer 996.5)	95700	434950	7,75	8,32	7,99	47	520	161,18
Broekerhaven	146265	522154	8,36	8,74	8,56	68	80	76,4
Dantzigat	177600	601700	7,75	8,64	8,15			
Doove Balg west	131200	562950	7	8,63	8,18			
Dreischor	59090	414900	7,89	8,49	8,16			
Eefde boven	213197	463926	7,36	7,93	7,65	38,7	74,8	60,11
Eemmeerdijk, kilometer 23	152810	476750	7,93	9,06	8,27	54	62	59
Eijsden ponton	177000	310000	7,53	8,44	7,8			
Genemuiden	199100	515950	7,34	8,39	7,73	39,2	61,1	53,38
Gouda voorhaven	107200	445600	7,26	7,89	7,66	65	129	90,64
Groote Gat noord	272952	592318	7,7	8,25	8			
Hagestein	137520	444750	7,85	8,33	8,09	43,4	71,8	60,69
Hansweert geul	59530	383900	7,87	8,28	8,03	2060	3540	3070
Haringvlietsluis	63400	427600	7,96	8,59	8,3	41	141	78,64
Herkingen	65250	412100	7,88	8,44	8,16			
Hoornsche Hop	133000	514000	8,45	8,79	8,59	75	80	77,9
Houtribhoek	160800	508100	8,03	8,73	8,37	61	78	68
Huibertgat oost	239425	619980	7,94	8,36	8,15			
IJmuiden (kilometer 2)	103000	497860	7,71	8,11	7,9	688	1439	1124,77
Kampen	190990	508060	7,61	8,48	8,02	6	77,1	58,19

Keizersveer	120950	414720	7,73	8,24	7,88	34,9	56,5	50,7
Ketelmeer west	172260	513680	8	8,52	8,14	48	76	65,36
Lelystad haven	154250	502000	8,4	8,74	8,55	76	81	78,1
Lobith ponton	203500	429750	7,77	8,38	7,99	36,5	79,2	63,03
Lodijkse Gat	67532	392564	7,86	8,3	8,07			
Maassluis	76750	437170	7,77	8,39	7,99	50	1620	708,82
Marken Gouwzee	134500	497000	8,34	8,87	8,56	76	82	78,5
Markermeer midden (zwaartepunt Markermeer)	142000	496000	8,38	8,84	8,54	76	80	78
Marsdiep noord	112200	555250	7,87	8,54	8,21			
Nederweert	180300	364850	7,48	7,88	7,66	44,9	69,2	57,15
Nieuwegein	136180	448300	7,67	8,33	8,1	53,3	72,1	63,03
Nieuwersluis	128500	468300	7,79	8,2	8	51,7	72,9	61,64
Oesterdam	74400	387850	7,6	8,85	8,33	151	211	178,91
Pampus oost	134598	486553	8,1	8,68	8,39	65	80	75,64
Puttershoek	98370	425100	7,83	8,47	8,09	47	82	60
Ramsdiep (kilometer 10)	191865	515978	7,82	8,79	8,21	43	61	52
Sas van Gent	44250	359080	7,56	7,98	7,76	117	1080	691,82
Schaar van Ouden Doel	75825	374070	7,4	8,17	7,79	257	2080	1408,45
Scharendijke diepe put	48710	418254	7,87	8,47	8,17			
Soelekerkepolder oost	40100	396110	7,88	8,54	8,15			
Steenbergen (Roosendaalsevliet)	75750	406440	7,63	8,89	8,33	123	216	170,64
Steile bank	171333	537903	8,24	8,94	8,63	44	80	66,5
Stevensweert	186812	349166	7,73	9,09	7,99	23,2	67,9	56,18
Terneuzen boei 20	46200	374200	7,86	8,35	8,03	2880	3920	3547,27
Veluwemeer midden (zwaartepunt Veluwemeer)	174780	490352	8,23	9,04	8,6	62	77	68,36
Vliestroom	139850	591900	7,85	8,5	8,18			
Vlissingen boei SSVH	28280	381900	7,84	8,5	8,1	3620	4430	4142,73
Vrouwezand	155400	535900	8,31	8,98	8,62	55	81	68,5
Vuren	129440	426010	7,79	8,71	8,27	39,1	75,5	62,14
Westhaven-2	116369	490815	7,8	8,15	7,98	850	1520	1166,2

Westzaan (kilometer 13)	112630	493518	7,67	8,12	7,89	659	1440	1076
Wiene	241300	473200	7,26	8,08	7,67	42,9	68,9	57,5
Wissenkerke	39540	402730	7,89	8,43	8,07			
Zijkanaal D-1	111762	494149	7,67	8,1	7,89	755	1480	1087,4
Zijkanaal E	113984	493513	7,67	8,16	7,89	702	1440	1027,8
Zijpe	65700	407000	7,84	8,3	8,08			

Tabel 7: Alle Duitse meetpunten in de Rijn die in 2010 actief gemeten hebben met de bepaalde waarden voor zuurstof en zuurgraad.

Locatie	Minimum zuurstof (mg/l)	Maximum zuurstof (mg/l)	Gemiddeld zuurstof (mg/l)	Minimum zuurgraad	Maximum zuurgraad	Gemiddelde zuurgraad
Bimmen	7,4	10,1	9,0	7,7	8,1	7,9
Koblenz	7,5	9,0	8,2	7,9	8,2	8,0
Lauterbourg-Karlsruhe	7,4	9,7	8,9	7,7	7,9	7,8
Weil am Rhein	8,3	10,4	9,4	7,9	8,1	8,1

Tabel 8: Alle Duitse meetpunten in de Rijn die in 2010 actief gemeten hebben met de bepaalde waarden voor Elektisch Geleidend Vermogen (EGV) en watertemperatuur.

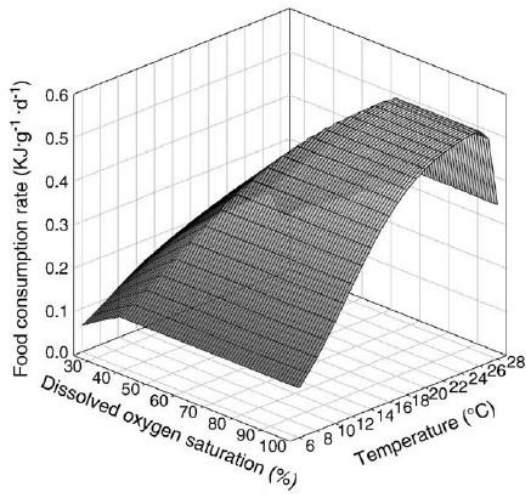
Locatie	Minimum EGV ($\mu\text{S/cm}$)	Maximum EGV ($\mu\text{S/cm}$)	Gemiddelde EGV ($\mu\text{S/cm}$)	Minimum watertemp. ($^{\circ}\text{C}$)	Maximum watertemp. ($^{\circ}\text{C}$)	Gemiddelde watertemp. ($^{\circ}\text{C}$)
Bimmen	570	730	633	14,4	25,0	19,8
Koblenz	386	463	415	14,8	25,9	20,4
Lauterbourg-Karlsruhe	329	390	362	13,4	24,3	18,9
Weil am Rhein	304	363	334	12,9	23,3	18,2

Tabel 9: Alle Duitse meetpunten in de Rijn die in 2010 actief gemeten hebben met de bepaalde waarden voor afvoer.

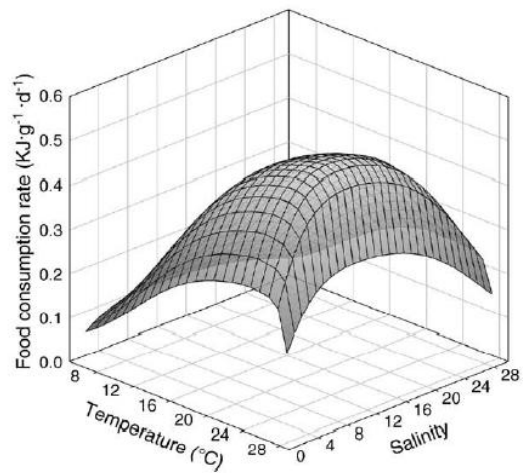
Locatie	Gemiddelde afvoer (m^3/s)	Maximum afvoer (m^3/s)	Minimum afvoer (m^3/s)
Bimmen	1756	2030	1410
Koblenz	1792	2600	1340
Lauterbourg-Karlsruhe	1475	2430	1040
Weil am Rhein	1317	1680	1030

Bijlage II: Groeigrafieken t.a.v. Zuurstof verzadiging, zoutgehalte en temperatuur

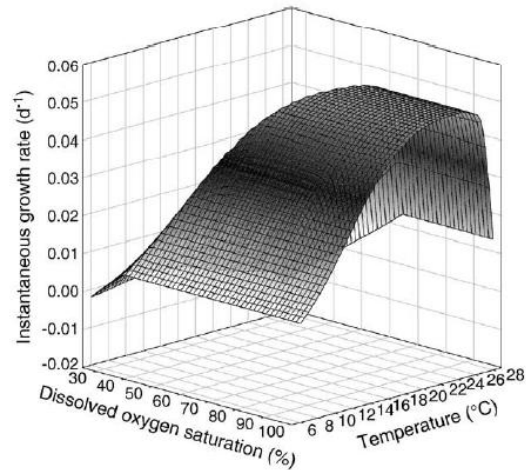
a)



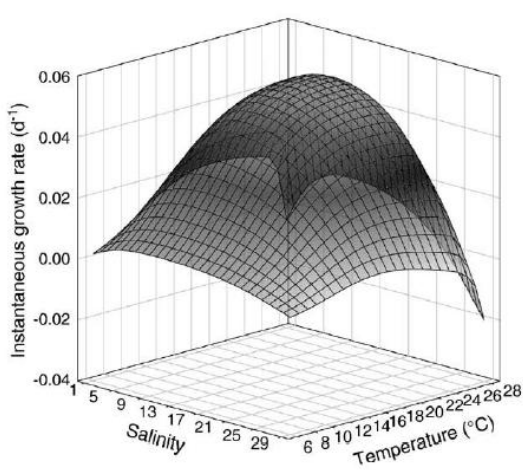
b)



c)

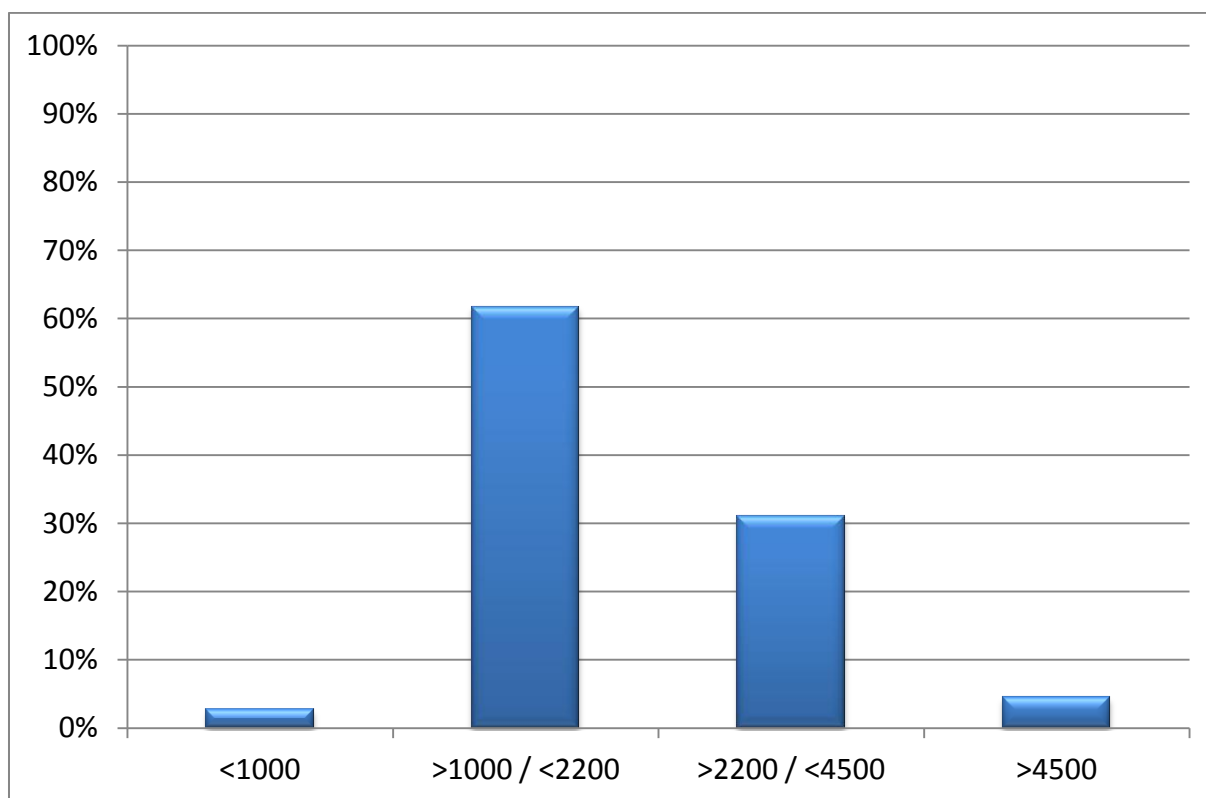


d)



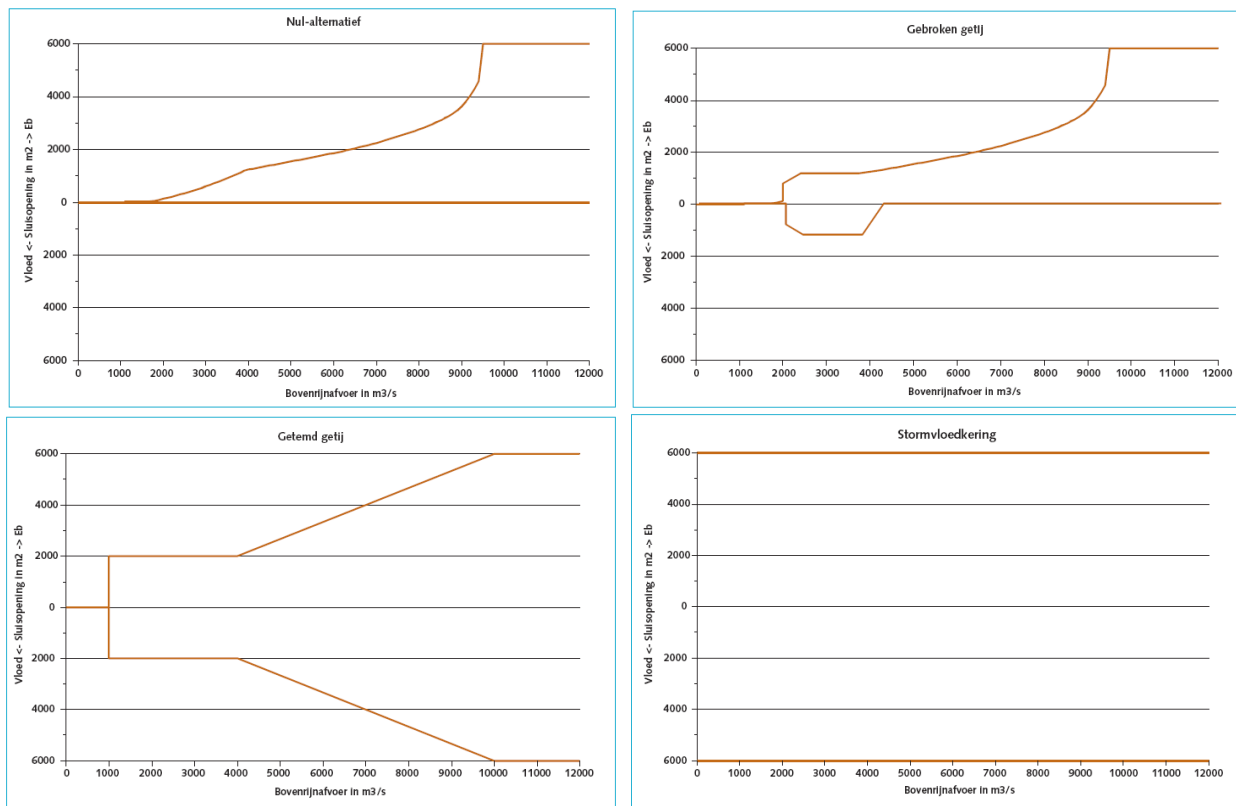
Figuur 15: Voorspelde effecten van temperatuur, opgeloste zuurstof verzadiging en saliniteit op voedselconsumptie (A en B) en directe groei (C en D) van juveniele *A. sturio*. De figuren geven de verschillende oorzaken voor twee factoren op hetzelfde moment, met de derde op een vaste waarde (Saliniteit 9 ‰ voor A en C, 100 % DOSAT voor B en D). De waarden zijn gewicht genormaliseerd tot representatieve dieren van 20 g. (Niklitschek & Secor, 2009)

Bijlage III: Afvoer bij Lobith in m³/s over 20 jaar



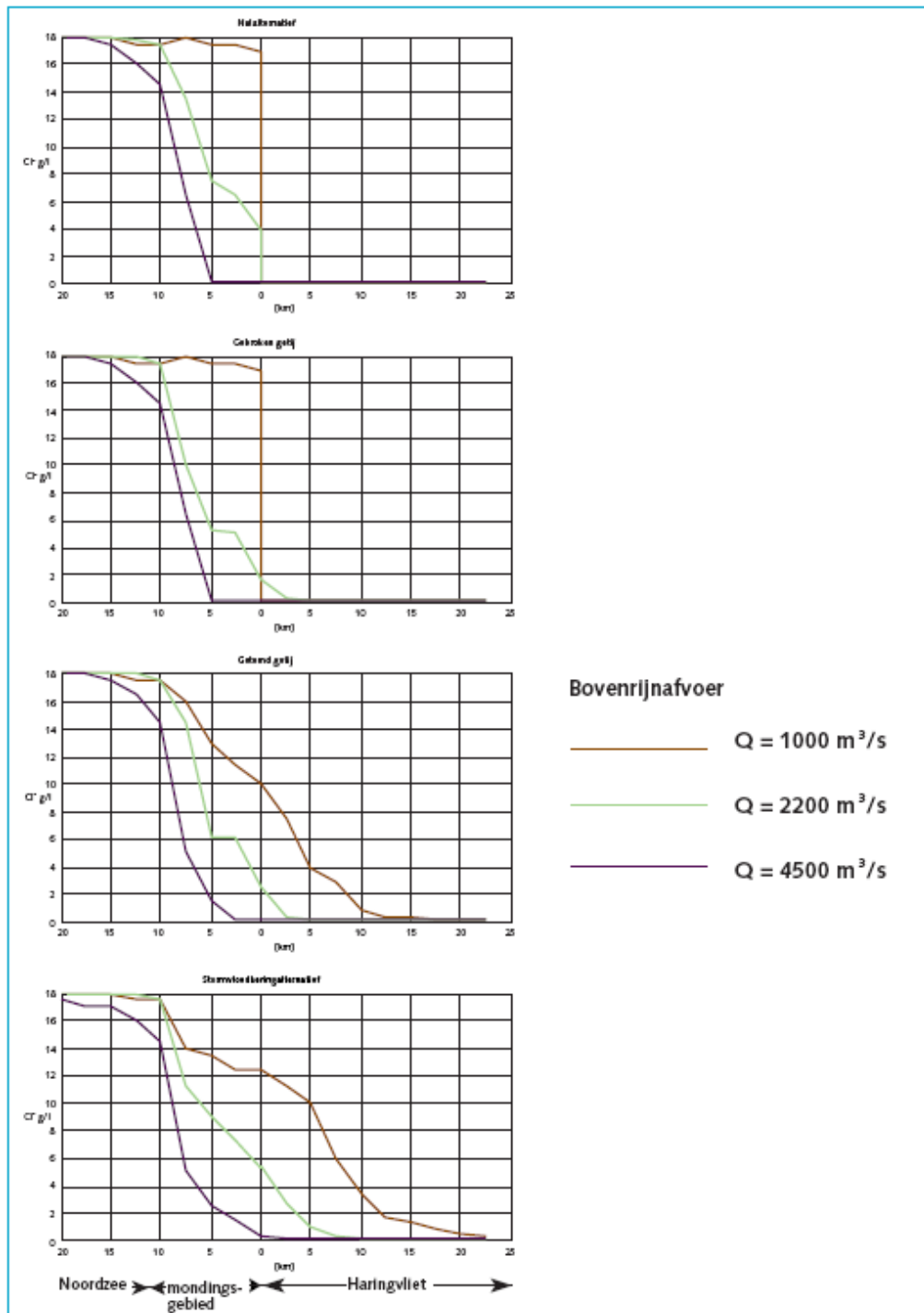
Figuur 16: Afvoeren bij Lobith in m³/s ingedeeld in vier categorieën, namelijk minder dan 1000, tussen 1000 en 2200, tussen 2200 en 4500 en 4500 en meer, voor 20 jaar (van 1991 tot en met 2011).

Bijlage IV: Opening van de Haringvlietsluizen bij verschillende afvoeren in verschillende scenario's



Figuur 17: Opening van de Haringvlietsluizen in de vier verschillende scenario's, gezien vanaf de afvoer bij Lobith. Wanneer beide lijnen op de $y=0$ liggen, dan zijn de Haringvlietsluizen volledig gesloten. Wanneer de lijn naar beneden afwijkt betekent dit het aantal m² dat de Haringvlietsluizen bij vloed geopend zijn. Lijnen naar boven stellen dit voor bij eb. Bij opening tijdens eb, komt er geen zoutwater het Haringvliet in. (Rijkswaterstaat, 1998)

Bijlage V: Zoutindringing in het Haringvliet bij de verschillende scenario's



Figuur 18: Zoet-zout gradient in het Haringvliet bij de verschillende scenario's. Deze grafieken zijn gebruikt om de zoutindringing in het Haringvliet te bepalen, in de verschillende scenario's. (Rijkswaterstaat, 1998)