

Michael Tautenhahn und Jörn Geßner

Schutz des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) in seinem deutschen Verbreitungsgebiet



Schutz des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) in seinem deutschen Verbreitungsgebiet

**Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben
(FKZ 3508 86 0400)**

**Michael Tautenhahn
Jörn Geßner**

**unter Mitarbeit von
Gerd-Michael Arndt, Siegfried Spratte
Diego Tonolla, Stefan Riemann**



Titelfoto: Europäischer Stör (*Acipenser sturio*) von 13 cm Länge vor dem Besatz in die Mulde (Sachsen-Anhalt, Elbeinzugsgebiet) (P. Freudenberg (DAFV))

Adressen der Autoren:

Dr. Michael Tautenhahn Birkenallee 45, 16278 Angermünde
E-Mail: dr.michael.tautenhahn@lua.brandenburg.de

Dr. Jörn Geßner Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin
E-Mail: sturgeon@igb-berlin.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Christian Pusch Fachgebiet II 5.2 „Meeres- und Küstennaturschutz“
Dr. Henning von Nordheim Fachgebiet II 5.2 „Meeres- und Küstennaturschutz“

Dieser Bericht ist durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert worden.

Auftragnehmer: Gesellschaft zur Rettung des Störs *Acipenser sturio* e.V., Fischerweg 408, 18069 Rostock

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-098-9

Bonn - Bad Godesberg 2014

Inhalt

1	Zusammenfassung	1
	Summary	3
2	Anlass und Zielsetzung	5
2.1	Aktionsplan der Berner Konvention vom 27.11.2007	8
2.2	Nationaler Aktionsplan	9
2.3	Habitateignung	11
2.4	Habitatdatenbank	11
3	Arbeitsschritte und Methoden	11
3.1	Nationaler Aktionsplan	12
3.2	Habitatansprüche	13
3.3	Habitatdatenbank	15
4	Ergebnisse	16
4.1	Nationaler Aktionsplan	16
4.2	Habitatansprüche	17
4.3	Bewertung	23
4.4	Habitatdatenbank	24
5	Gewässercharakteristik	27
5.1	Elbe	28
	Kurzcharakteristik	28
	Historisches Vorkommen	30
	Durchgängigkeit	31
	Wasserqualität	35
	Artenvielfalt	37
	Habitateignung	38
	Perspektive (laufende Planung)	40
5.2	Oste	41
	Kurzbeschreibung	41
	Historisches Vorkommen	42
	Durchgängigkeit	43
	Wasserqualität	44
	Habitateignung	44
	Perspektive (laufende Planung)	44
5.3	Stör	45
	Kurzcharakteristik	45
	Historisches Vorkommen	47
	Wasserqualität	48
	Habitateignung	49
	Perspektive (laufende Planung)	50
5.4	Eider	50
	Kurzcharakteristik	50
	Historisches Vorkommen	51
	Durchgängigkeit	52
	Wasserqualität	52
	Habitateignung	53
	Perspektive (laufende Planung)	53
5.5	Weser	53
	Kurzcharakteristik	53

Historisches Vorkommen	55
Durchgängigkeit.....	55
Wasserqualität	56
Habitateignung	57
Perspektive (laufende Planung).....	57
5.6 Ems.....	58
Kurzcharakteristik	58
Historisches Vorkommen	59
Durchgängigkeit.....	59
Wasserqualität	60
Habitateignung	61
Perspektive (laufende Planung).....	61
5.7 Rhein	63
Kurzcharakteristik	63
Historisches Vorkommen	66
Durchgängigkeit.....	66
Wasserqualität	67
Habitateignung	68
Perspektive (laufende Planung).....	70
5.8 Fazit.....	74
6 Öffentlichkeitsarbeit	74
7 Schlussfolgerungen	76
7.1 Forschungsbedarf.....	76
7.2 Bedarf an detaillierter Datenerhebung im Rahmen der WRRL	76
7.3 Ausbau des „Wasserblicks“ als Gesamtdatenbank für Habitatdaten großer Fließgewässer.....	77
7.4 Modellierung der Genese von Habitatstrukturen.....	77
7.5 Einfluss von Parameteränderungen auf Fischverhalten und Überlebensrate von Eiern und Larven.....	78
8 Literatur	79

1 Zusammenfassung

Der Europäische Stör (*Acipenser sturio* L. 1758) ist der größte in Westeuropa vorkommende Süßwasserfisch. Die Art hatte eine paneuropäische Verbreitung, die vom Schwarzen Meer bis ins Weiße Meer reichte. Bis in das beginnende 20. Jahrhundert kam dem Stör eine wichtige wirtschaftliche Rolle im Bereich der Nordseezuflüsse zu. Der Rückgang der Art wurde im gesamten Verbreitungsgebiet in Deutschland ab ca. 1890 sichtbar und führte zum Erlöschen der meisten kommerziell nutzbaren Bestände um 1915. Die letzte *A. sturio*-Population wurde in Deutschland in der Eider bis etwa Mitte der 1950er Jahre beobachtet, wobei Einzelfänge hier bis 1969 und in der Deutschen Bucht bis 1995 auftraten. Der Schutz von *A. sturio* wurde während des Niedergangs der Populationen regional unterschiedlich gehandhabt. Einschränkungen der Fischerei durch Gerätebegrenzungen, Schongebiete oder Schonzeiten waren erste Versuche dem Rückgang zu begegnen. Der konsequente Schutz im Rahmen von Fischereigesetzen erfolgte aber in den meisten Ländern erst, nachdem der Rückgang der Art bis zur kommerziellen Bedeutungslosigkeit eingetreten war (Gessner & Bartel 2000).

Die Art ist inzwischen durch internationale Vereinbarungen streng geschützt, so zum Beispiel durch das Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten frei lebender Tiere und Pflanzen (Washingtoner Artenschutzübereinkommen), das Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten (CMS, Bonner Konvention), das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks (OSPAR - Übereinkommen) und die FFH – Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) sowie das Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Berner Konvention). Unter der Berner Konvention wurde durch den Ständigen Ausschuss am 27.11.2007 der Aktionsplan zum Schutz und zur Arterhaltung des Europäischen Störs (*A. sturio*) verabschiedet, der die Vertragsstaaten auffordert, nunmehr nationale Aktionspläne zu entwickeln. Dieser Verpflichtung ist Deutschland im Rahmen eines UFO-PLAN Vorhabens „Nationaler Aktionsplan zur Rettung des Europäischen Störs“ des BfN nachgekommen, über dessen Ergebnisse in der vorliegenden Publikation berichtet wird.

In dem deutschen Aktionsplan, der 2010 veröffentlicht wurde (Gessner *et al.* 2010), werden die Vorgaben der Berner Konvention an die nationalen Gegebenheiten angepasst. Er beinhaltet eine Einführung in die Thematik, eine Beschreibung der Art, sowie Informationen über die Verbreitung und die aktuelle Bestandssituation des Europäischen Störs. Weiterhin befasst sich der Aktionsplan mit den Hauptgefährdungsursachen der Art insbesondere der Fischerei, der morphologischen Veränderungen der natürlichen Lebensräume, der Wasserverschmutzung, der Einschleppung exotischer Störarten sowie dem Klimawandel. In einem weiteren Kapitel wird der rechtliche Rahmen für den Schutz des Europäischen Störs und seiner Lebensräume aufgezeigt. Folgende Hauptziele werden in

dem Nationalen Aktionsplan benannt: Verringerung der fischereilichen Mortalität, Kontrolle autochthoner Arten, Schutz und Verbesserung der Habitate und der Wasserqualität, *ex situ*-Schutz des Störs (Vermehrung der letzten verbliebenen Exemplare und Nachzucht), Besatz natürlicher Gewässer zur Wiederansiedlung und Bestandserhöhung sowie die internationale Kooperation und Koordination, wobei der Zusammenarbeit mit Frankreich als letzter Nation mit einem natürlichen Vorkommen Europäischer Störe eine Schlüsselrolle zukommt.

Im Rahmen des Vorhabens wurde weiterhin auf Basis der verfügbaren Daten zur Qualität der großen Fließgewässer im Nordsee-einzugsgebiet eine erste Bewertung der aktuellen Habitateignung für eine Wiedereinbürgerung der Europäischen Störe und der Perspektiven für die Verbesserung der Lebensbedingungen für diese Art durchgeführt. Diese Ergebnisse sollen hiermit präsentiert werden.

1 Summary

The European sturgeon (*Acipenser sturio* L. 1758) is one of the largest freshwater fish species in Western Europe. In the past the species had a pan-European distribution from the Black to the White seas. Until the early 20th century, the sturgeon was an important economic resource throughout its range and especially in northern Germany. Its decline became obvious in the 1890ies and lasted approximately 25 years until the economic insignificance of the populations was reached. The last functional population of the European sturgeon persisted in the Eider River (Schleswig-Holstein) until the 1950s. Last catches still occurred until 1969 in the Eider and until 1995 in the German Bight. The protection of the species was handled in various manners throughout its range. Restrictions of the fishery comprised gear limitations, protected areas or closed seasons. Effective protection was applied only after the decline was almost total and the relevance of the species in the fishery was to be neglected.

Today the species is protected through regional, national, and international jurisdiction and conventions, for example the Washington Convention and the International Convention on Trade with Endangered Species (CITES), the Convention on the protection of wild migratory species (Bonn Convention, CMS), the Convention on the protection of the marine environment of the Northeast Atlantic (OSPAR-Convention), the FFH – Directive (92/43/EWG) as well as the Convention on the Conservation of the wild European Plants and Animals and their natural habitats (Bern Convention). Under the Bern Convention, at the 27.11.2007 the Standing Committee has unanimously adopted the "Action Plan for the Conservation and Restoration of the European Sturgeon (*A. sturio*)". The AP requests member states to develop national plans in concordance with the Bern Convention Plan. In Germany this plan was developed in partial fulfilment of a UFOPLAN Project funded by the Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety through the Federal Agency for Nature Conservation.

The National Action Plan adopts the Bern Convention plan to national conditions. It comprises an introduction to the topic, a species description, current range and population status, the reasons for its decline and the risks for its pertinence with a main focus on fisheries and habitat alterations including pollution, introductions of exotic species, and climate change. The jurisdictional prerequisites for the protection of the species and its habitats are addressed in Chapter 5. The main objective of the Action Plan are the targets and the measures which include fisheries related mortality, control of autochthonous species, protection and improvement of critical habitats and water quality, as well as ex-situ conservation measures including the reproduction of the remaining individuals, releases for population initiations, the international collaboration and coordination (with a major focus on the cooperation with France as the nation with the last population of wild *A. sturio*).

Within the Research and Development project contracted by the Federal Agency for Nature Conservation, the available data on the large rivers in the North Sea catchment were used for a first assessment of the habitat quality and the potential of the rivers for rehabilitation of the species under consideration of the river development plans. Currently, the best results for the rehabilitation in Germany are expected for the Elbe and to a lower degree the Rhine River systems.

2 Anlass und Zielsetzung

Der Europäische Stör (*Acipenser sturio* L. 1758) ist der größte in Westeuropa vorkommende Süßwasserfisch. Die Art hatte eine paneuropäische Verbreitung. Ihr Verbreitungsgebiet reichte vom Schwarzen Meer bis ins Weiße Meer. Sie umfasste die Schelfgebiete der angrenzenden Meeresgebiete sowie die darin mündenden größeren Flüsse. Der Lebenszyklus der Art ist komplex. Die Tiere sind anadrome Wanderfische, die im Süßwasser der Küstenzuflüsse laichen, wo auch die Jungfische aufwachsen. Für die Vermehrung steigen die Fische bis über 800 km in die Flüsse auf. Die Jungfische wandern im ersten Jahr flussabwärts und nutzen anschließend die Ästuare der Flüsse, bis sie mit 50-80 cm Länge und 2-4 Jahren zum marinen Leben übergehen. In der Übergangszeit bis zu einem Alter von 7 Jahren sind insbesondere aus der Gironde zyklische Wanderungen zwischen Meer und Ästuar beschrieben. Die meiste Zeit ihres Lebens verbringen die Tiere in marinen Habitaten, kehren aber nach Einsetzen der Geschlechtsreife mit 12-18 Jahren zur Vermehrung in die Geburtsgewässer zurück.

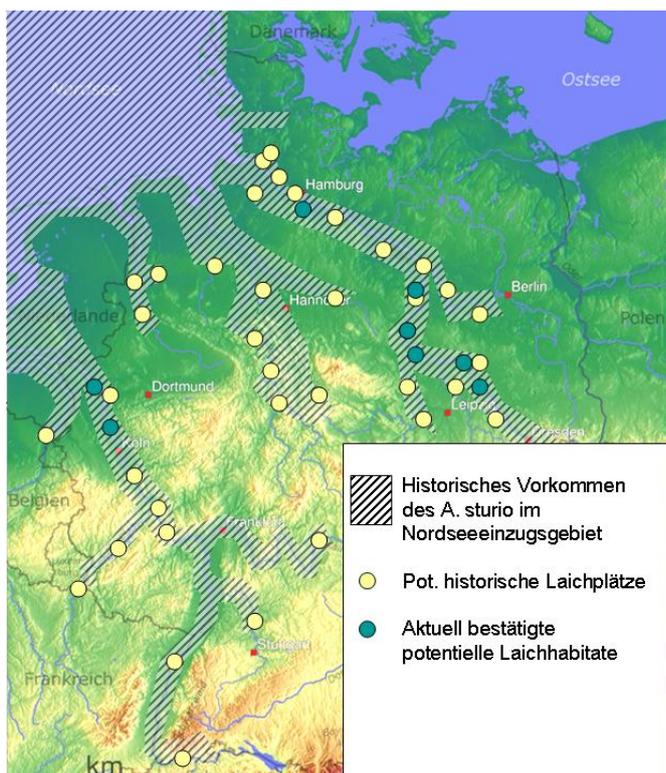


Abb. 1: Historische Verbreitung sowie historische und Laichplätze des *A. sturio* im Nordsee-einzugsgebiet

In den Flüssen mit der Entfernung zum Meer ab. So waren große Laichfischpopulationen in der Unterelbe und dem Rhein mit den angebundenen Nebengewässern beheimatet. In der Elbe wanderte der Stör auch in großen Individuenzahlen bis Magdeburg. Zwischen Magdeburg und dem tschechischen Elbabschnitt kamen die Tiere aber selten vor, waren in der Moldau oberhalb Prags sogar eine seltene

Die Bestände der Art sind seit Ende des 19. Jahrhunderts dramatisch zurückgegangen. Neben von Menschen verursachten Veränderungen der Lebensräume in den Flüssen wie Eindeichung, Baggerungen und Kiesentnahme, die Errichtung von Querbauwerken, die den Aufstieg zu den Laichplätzen versperren und das Abflussregime verändern sowie die durch die wachsende Bevölkerung und die Industrialisierung zunehmende Gewässerbelastung stellt die Überfischung der Tiere einen Schlüsselfaktor für die drastische Abnahme der Populationen dar.

In Deutschland kam der Europäische Stör in allen größeren Nordseezuflüssen vor (Abb. 1). Die Individuenzahl nahm in den

Ausnahme. Im Rhein kam der Stör im Niederrhein häufig vor. Im Mittelrhein bis in die Mosel sind historisch noch große Vorkommen erwähnt, aber im Oberrhein sowie im Main war er nur selten anzutreffen. In der Weser sind seltene Fänge vor dem Beginn der Wehrbauten bis in den Bereich von Werra und Fulda sowie weit in die Nebenflüsse Aller, Leine und Hunte beschrieben. Die Tiere der Populationen in Ems und Eider zogen zum Laichen bis zu 200 km stromaufwärts.

Der Rückgang der Art wurde in den Anlandungen der Fischerei in Deutschland ab ca. 1890 sichtbar und dauerte bis 1915 an. In der marinen Fischerei wurde in den 1920er Jahren konstatiert, dass die Fischerei ökonomisch bedeutungslos geworden war (Dröscher 1926). Die letzte natürliche Reproduktion wurde zwischen 1962-1964 in der Oste durch den Fang von Jungfischen in der Unterelbe nachgewiesen. Die letzte Population mit regelmäßigem Aufstieg wurde in Deutschland in der Eider bis etwa Mitte der 1950er Jahre beobachtet, wobei Einzelfänge hier bis 1969 und in der Deutschen Bucht bis 1995 reichten. Eine vergleichbare Entwicklung nahmen alle Populationen im historischen Verbreitungsgebiet. Vereinzelt Individuen wurden z.B. im Po (Italien) bis 1994, im Guadalquivir (Spanien) bis 1992, im Rioni (Georgien) bis 1991 nachgewiesen. Gegenwärtig ist die Art nur noch mit einer bekannten Restpopulation in der Gironde in Frankreich vertreten. Obwohl die Größe der nordostatlantischen Population unbekannt ist, wird von den französischen Fachleuten angenommen, dass diese nur noch wenige hundert Individuen umfasst und seit Jahren aufgrund von Beifangsterblichkeit in der Fischerei trotz intensiver Informationskampagnen in der europäischen Fischerei kontinuierlich abnimmt (Abb. 2).

Obwohl der Europäische Stör eine weit verbreitete und kommerziell bedeutende Fischart war, sind die Kenntnisse seiner Biologie und Autökologie sehr lückenhaft. Dies hat seine Ursache in dem frühzeitigen Zusammenbruch der Bestände und dem großen und vielgestaltigen Lebensraum dieser Wanderfischart. Die ursprünglichen Habitate des Störs können aufgrund der massiven Veränderungen ebenso wie die fast ausgestorbene Art selbst nicht mehr in-situ studiert werden. So fehlen detaillierte Kenntnisse über die Autökologie wie beispielsweise Nahrungs- und Habitatnutzung der unterschiedlichen Lebensstadien und die dafür zugrunde liegenden Schlüsselreize. Nur die basalen Kenntnisse über die physiologischen Eigenschaften dieser Art sind bislang bekannt. Es besteht zudem eine bedeutende Wissenslücke hin-



Abb. 2: Anlandung eines Europäischen Störs aus Beifang in der Fischerei vor Gijon (Spanien) im November 2010

sichtlich der optimalen Umweltbedingungen und der Toleranzgrenzen verschiedener Lebensstadien zur Optimierung der ex-situ Maßnahmen. So sind die optimalen Nahrungszusammensetzungen, die den Erfordernissen der verschiedenen Entwicklungsstadien entsprechen, weitgehend unbekannt. Auch zu den Voraussetzungen der Gonadenreifung (z. B. Kombinationen von Umweltreizen und physiologischem Status) sowie zu der verhaltensbiologischen Plastizität und ihren Einflussfaktoren fehlen Informationen bezüglich der verschiedenen Umweltparameter. Populationsdynamische Informationen über Ursachen des Wanderverhaltens und der Populationszusammensetzung, Reifung und physiologische Grundlagen fehlen weitgehend und bedingen einen hohen Forschungsaufwand, der begleitend zu den Monitoring Aktivitäten betrieben wird.

Mit dem Rückgang der Populationsgröße und der zu hohen Sterblichkeit in der Fischerei gehen die Individuenzahlen der Elterntiere kontinuierlich zurück. Auch in der Gironde finden natürliche Reproduktionen seit Ende der 1980er Jahre nur noch sporadisch statt. Die letzte nachgewiesene Fortpflanzung der Art erfolgte 1995. Alle Indikatoren lassen darauf schließen, dass der Europäische Stör aktuell eine der am stärksten gefährdeten Fischarten in Europa ist, für welche die ernsthafte Gefahr des Aussterbens besteht.

Der Schutz von *A. sturio* wurde mit dem Niedergang der Populationen regional unterschiedlich gehandhabt. Einschränkungen der Fischerei durch Gerätebegrenzungen, Schongebiete oder Schonzeiten waren erste Versuche, dem Rückgang zu entgegenzuwirken. Der Schutz im Rahmen von Fischereigesetzen durch ganzjährige Fangverbote erfolgte aber in den meisten Ländern erst, nachdem der Rückgang der Art fast vollständig vollzogen und die Fischerei bereits bedeutungslos geworden war.

Fangverbote sind bis heute Gegenstand der Schutzmaßnahmen für *A. sturio*. In Deutschland ist *A. sturio* seit 1976 in der Roten Liste der gefährdeten Arten der Bundesrepublik Deutschland aufgeführt (Blab und Nowak 1976). Die Art ist durch die Bundesartenschutz VO und die Gesetze der Bundesländer streng geschützt. Der Fang ist durch die Fischereigesetze der Bundesländer verboten. Verkauf und Transport von *A. sturio* sind per Ministerialerlass seit Juni 1976 gesetzlich verboten. Die effektive Durchsetzung der Verbote ist überregional eine erhebliche Schwachstelle bei der Umsetzung wirkungsvoller Schutzmaßnahmen für den Europäischen Stör. Falsch verstandene Rücksichtnahme der Kontrollorgane auf die vordergründigen Interessen der Fischereibetreibenden und unzureichende Strafmaße verhindern bis heute die effektive Umsetzung der geltenden Gesetze. Der Effekt ist eine weitere Reduktion der Individuenzahlen durch illegale Fänge und die Vermarktung einer streng geschützten Tierart mit fatalen Konsequenzen für die verbliebene Population. Auch die Unterschutzstellung durch den Gesetzgeber hat an diesen weit verbreiteten Praktiken nicht viel geändert. Die Umsetzung von Schutzmaßnahmen ist erst in den letzten Jahren durch intensivere Kommunikation und die zunehmende Einbeziehung der Fischerei effektiver worden.

In Frankreich laufen seit 1980 und in Deutschland seit 1994 koordinierte Maßnahmen, um die Art vor dem Aussterben zu bewahren. Schwerpunkt dieser Versuche sind die genetisch abgesicherte ex-situ Haltung von Tieren zur Sicherung der genetischen Ressource und die nachfolgende Vermehrung als Ausgangspunkt für Besatzmaßnahmen zur Etablierung von reproduktionsfähigen Populationen. Als Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiedereinbürgerung sind auch Untersuchungen zur Eignung der verfügbaren Lebensräume und die Information und Kooperation mit der Fischerei als Eckpfeiler des Vorhabens unverzichtbar.

Die Art ist zusätzlich zur nationalen und europäischen Gesetzgebung auch durch internationale Vereinbarungen streng geschützt. Das Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten frei lebender Tiere und Pflanzen (CITES, Washingtoner Artenschutzübereinkommen, 1973) war das erste in einer Reihe von Vereinbarungen, das *A. sturio* unter besonderen Schutz stellte. Das Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Berner Übereinkommen, 1979) sowie das Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten (CMS, Bonner Konvention, 1979) folgte zeitnah. Die FFH – Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992) und besonders das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks (OSPAR - Übereinkommen) sind von besonderer Bedeutung für die deutschen Gewässer. In der naturschutzfachlichen Praxis hat sich gezeigt, dass Aufgrund der großen Seltenheit von *A. sturio* nur in wenigen Fällen Maßnahmen zum Schutz der Habitate umgesetzt wurden. So wurde *A. sturio* bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) aufgrund des Fehlens in den meisten Einzugsgebiets noch nicht berücksichtigt. Eine Aufnahme ist allerdings für relevante Gewässer im Rahmen der Revision der Schutzziele ab 2015 angestrebt.

2.1 Aktionsplan der Berner Konvention vom 27.11.2007

Ausgehend von der dramatischen und akuten Gefahr des Aussterbens des Europäischen Störs (*A. sturio*) hat der Ständige Ausschuss des Berner Übereinkommens am 27.11.2007 einen Aktionsplan zum Schutz und der Erhaltung des Europäischen Störs angenommen.

Dieser Aktionsplan fasst Maßnahmen zur Erreichung der folgenden Ziele zusammen:

- Wesentliche Verringerung der fischereilichen Sterblichkeit
- Effektive Kontrolle der Einbringung nicht-heimischer Störarten
- Schutz und Verbesserung wesentlicher Störlebensräume in Flüssen und Ästuaren

- Verbesserung der Gewässerqualität
- Aufbau und Vermehrung einer Störpopulation in Gefangenschaft
- Besatz von Stören für die Wiederansiedlung und Erhöhung der Populationsgröße
- Internationale Kooperation und Koordination

Der Aktionsplan nähert sich dem eigentlichen Anliegen über eine Beschreibung der Art und stellt die Verbreitung und aktuelle Situation dar. Die Gefährdungsursachen und Risiken werden für das Verbreitungsgebiet zusammengefasst. Ein besonderer Fokus liegt dabei auf der Reliktpopulation in Frankreich, da sie das Ausgangsmaterial für die Versuche der Absicherung und Wiedereinbürgerung der Art darstellt. Der rechtliche Rahmen der Schutzverpflichtungen und -möglichkeiten wird zusammengefasst, bevor die Ziele und Maßnahmen vorgestellt werden, die zu einer Erhaltung der Art und zu deren Etablierung in anderen als dem jetzigen Verbreitungsgebiet führen sollen. Daran schließt sich eine Defizitanalyse wissenschaftlicher und praktischer Kenntnisse an. Der Aktionsplan stellt die Grundlage dar, auf der die Unterzeichnerstaaten des Berner Übereinkommens, auf deren Territorium der Europäische Stör historisch verbreitet war bzw. aktuell noch ist, gehalten sind, nationale Aktionspläne aufzustellen.

Zur Umsetzung dieser Aufgabe in Deutschland wurde seitens BMU/BfN im Rahmen des UFOPLANs 2008 das F&E Vorhaben „Nationaler Aktionsplan zur Rettung des Europäischen Störs“ an die Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V. vergeben, die sich seit 1994 um die Arterhaltung der Störe in Deutschland und den Nachbarländern bemüht.

2.2 Nationaler Aktionsplan

Vordringliche Aufgabe des F&E Vorhabens war die Erarbeitung eines Nationalen Aktionsplans (AP) zur Rettung des Europäischen Störs. Der AP der Berner Konvention zielt auf die Verhinderung des Aussterbens von *A. sturio* und nachfolgend auf die Wiederherstellung überlebensfähiger Populationen in seinem historischen Verbreitungsgebiet ab.

Ziel des Nationalen Aktionsplan ist es, die Grundlage für die Arterhaltung und die Wiedereinbürgerung des Europäischen Störs (*A. sturio*) durch die verbindliche Etablierung abgestimmter Ziele und Maßnahmen zu schaffen. Der Nationale Aktionsplan soll somit als eine Grundlage der zukünftig zu erstellenden Managementpläne für die zur Wiedereinbürgerung vorgesehenen Gewässereinzugsgebiete dienen und somit zur Arterhaltung beitragen.

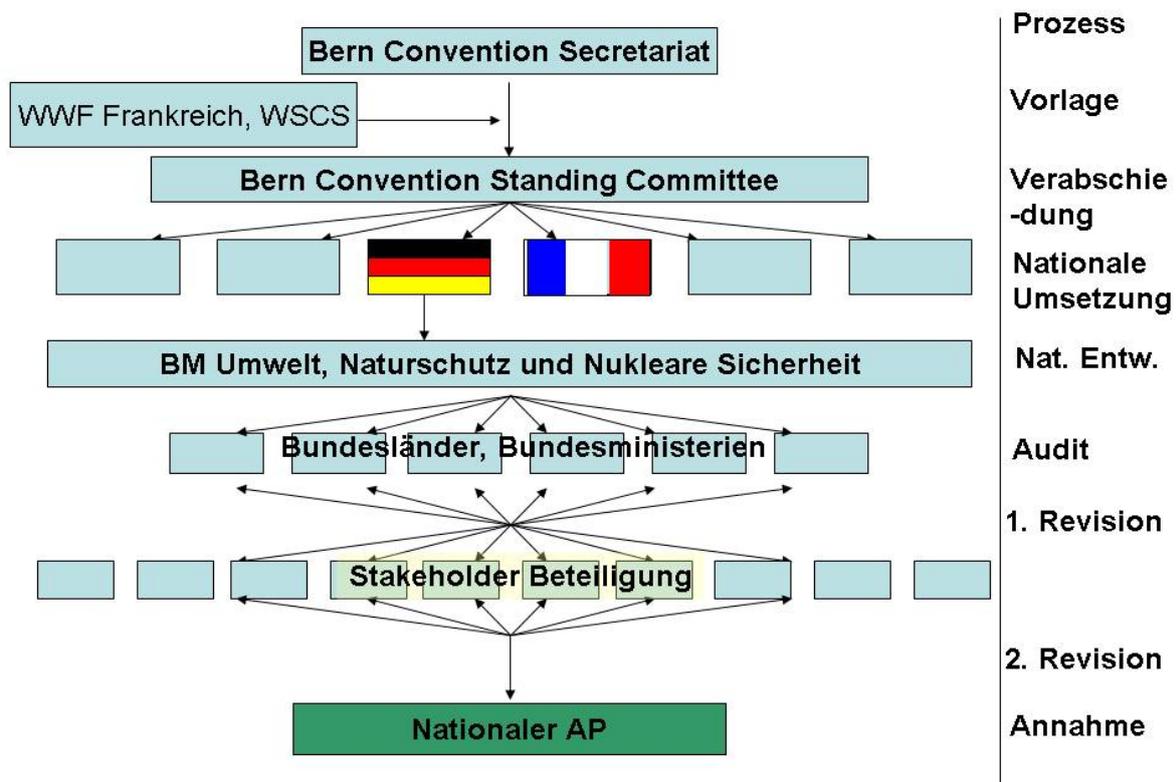


Abb. 3: Entwicklungsprozess des deutschen Nationalen Aktionsplans zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Störs (*A. sturio*)

Der Entwurf des Nationalen Aktionsplans wurde durch das Referat Meeresnaturschutz des BMU mit den anderen Fachreferaten des BMU und den nachgeordneten Behörden des Bundes (Bundesamt für Naturschutz, Umweltbundesamt) und in nachfolgenden Durchgängen mit weiteren Bundesministerien (BMVBS, BMELF, BMW) sowie den Ministerien und Institutionen der Bundesländer abgestimmt (s. Abb. 3). Nach Einarbeitung der Kommentare und der Revision der Vorlage wurde der Entwurf den wesentlichen Interessevertretern aus den Bereichen Fischerei und Naturschutz (Aufstellung siehe Anlage 1) zur Verfügung gestellt und um Kommentierung gebeten. Der finale Entwurf, der auf Basis der eingegangenen Anmerkungen erstellt wurde, ist am 3.12.2009 im Rahmen einer öffentlichen Anhörung diskutiert und zu Teilen nochmals ergänzt worden. Die Ergebnisse der Abstimmungsprozesse wurden in die finale Textfassung integriert, die auf der Anhörung einstimmig angenommen wurde.

Die abgestimmte und verbindliche Endversion wurde zur Veröffentlichung der barrierefreien Druck- und Onlinefassung durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vorbereitet.

Diese an die deutschen Verhältnisse bezüglich der Verwaltungsstruktur und der Ursachen für den Rückgang der Art angepasste Fassung des am 27.11.2007 von dem Ständigen Ausschuss der Bern Konvention angenommenen Aktionsplans wurde am 30.9.2010 durch die Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz der Öffentlichkeit präsentiert.

2.3 Habitateignung

Als ein Teilprojekt des F&E Vorhabens wurde eine Recherche der Habitatansprüche des Europäischen Störs durchgeführt. Die Daten wurden nach den verschiedenen Lebensstadien der Fische differenziert. Ein zentrales Element war die Bestimmung der Toleranzgrenzen und der Schlüsselfaktoren, die die Habitatwahl des Europäischen Störs beeinflussen. Da die verfügbaren Daten für *Acipenser sturio* eine solche Aufstellung nicht zulassen, wurden die verfügbaren Daten anderer Arten kompiliert und soweit möglich über einen entsprechenden Transfer versucht, diese anhand der vorhandenen Informationen für *A. sturio* abzuleiten und anzupassen oder zumindest Mindestanforderungen aufgrund der biologischen Rahmenbedingungen zu bestimmen.

2.4 Habitatdatenbank

Im Rahmen des dritten Projektteils wurde angestrebt, eine Datenbank der verfügbaren Habitatdaten für das historische Verbreitungsgebiet der Art in Deutschland anzulegen, um die aktuelle Eignung der Flusseinzugsgebiete für den Europäischen Stör bewerten zu können. Als Hauptquellen für die Zusammenstellung der relevanten Habitatdaten für die wichtigsten deutschen Flüsse sollten die Daten der Bundesbehörden (BfG, BAW) und der Bundesländer, die z.T. im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erhoben werden, als Basis für eine GIS - fähige Datenbank genutzt werden.

Durch Abgleich der verfügbaren Daten sollten die aktuellen Bedingungen in den deutschen Gewässern des historischen Verbreitungsgebiets mit den Ansprüchen der Art verglichen werden, um potentiell für die Art geeignete Gewässer zu identifizieren beziehungsweise um Defizite und Entwicklungspotenziale aufzuzeigen.

3 Arbeitsschritte und Methoden

Zur Organisation und Koordination der Projektarbeit wurden in etwa monatlichen Abständen Projektberatungen durchgeführt, auf denen der Arbeitsstand analysiert, Aufgaben verteilt und die nächsten Schritte festgelegt wurden. Aufgaben in der Öffentlichkeitsarbeit für das Projekt, die Flan-

kierung der Besatzmaßnahmen durch Information in der Fischerei und die Vorarbeiten für den Aufbau einer GIS Datenbank wurden im Rahmen des Vorhabens durch die Projektmitarbeiter realisiert.

3.1 Nationaler Aktionsplan

Als erster Schritt zur Entwicklung des Nationalen Aktionsplans zum Schutz und der Erhaltung des Europäischen Störs wurde der AP des Ständigen Ausschuss des Berner Übereinkommens in der Fassung vom 27.11.2007 aus dem Englischen ins Deutsche übersetzt. Die Übersetzung wurde im Dezember 2008 begonnen und Ende Februar 2009 abgeschlossen. Danach wurde die übersetzte Version vom Projektteam auf Grundlage von Literaturrecherchen und aktueller Erkenntnisse aus dem E&E Vorhaben „Vorbereitende Maßnahmen zur Wiedereinbürgerung des Europäischen Störes *Acipenser sturio* L. im Nordseeinzugsgebiet“ (FKZ Az.Z 1.3-892 11-4/09) an die Spezifika der deutschen Verhältnisse angepasst. Hierzu zählt vor allem, dass der Stör hier bereits ausgestorben ist und nur eine geringe Zahl von Zuchttieren aus dem französischen Bestand am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin gehalten wird. Weiterhin war die föderale Struktur der Bundesrepublik mit den diversen Verwaltungsstrukturen und Rechtsvorschriften auf Bundes- und Länderebene zu berücksichtigen. Die Fischerei und der Naturschutz liegen in der Zuständigkeit der Bundesländer und werden von den entsprechenden Landesministerien beaufsichtigt. Je nach Bundesland können Naturschutz und Fischerei in einem oder verschiedenen Ministerien angesiedelt sein. Die Naturschutz- und Fischereigesetze der Bundesländer stellen konkurrierende Gesetze dar und verfolgen unterschiedliche Ziele und Prioritäten, so dass im konkreten Fall Abstimmungen zwischen diesen erforderlich werden. Erschwerend kommt die Zuständigkeit für die Unterhaltung der Bundeswasserstrassen durch die entsprechende Bundesbehörde hinzu, die alle größeren deutschen Flüsse umfasst und die erst seit 2010 auch für deren ökologische Unterhaltung zuständig ist.

Zwischen Ende Februar 2009 und Ende März 2009 erfolgte eine erste informelle Abstimmung des Vorentwurfs mit Fachwissenschaftlern von der Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V. und verschiedenen fischereilichen Forschungsinstitutionen. Diese abgestimmte Fassung wurde an das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) zum Zweck der Einleitung des förmlichen Beteiligungsverfahrens übergeben.

Im April 2009 erfolgte die förmliche Beteiligung der Abteilungen des BMU, deren Anmerkungen und Hinweise wiederum vom Projektteam in den Entwurf des Nationalen Aktionsplans eingearbeitet wurden. Dieser Entwurf wurde dann Ende Mai 2009 wiederum vom BMU zur Stellungnahme an die Bundesministerien für Verkehr, Forschung und Wirtschaft sowie an die für Naturschutz, Fischerei und Wasserwirtschaft zuständigen Ministerien der Bundesländer geschickt.

Nach Eingang der Stellungnahmen wurden diese ab Mitte August 2009 vom Projektteam ausgewertet und in den Entwurf eingearbeitet. Dies geschah in enger Abstimmung mit dem BMU. Der aktuelle überarbeitete Entwurf wurde dann Anfang November 2009 vom BMU mit einer Bitte um Stellungnahme und einer Einladung zur öffentlichen Anhörung an die bereits beteiligten Stellen sowie an die relevanten Interessenvertreter aus Naturschutz, Fischerei und Fischhandel sowie an Vertreter der Wasserwirtschaft und thematisch involvierte Forschungseinrichtungen verschickt. Insgesamt wurden 93 Adressaten zu dem abschließenden Hearing eingeladen.

Am 3.12.2009 fand die öffentliche Anhörung zum Entwurf des Nationalen Aktionsplans zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Störs mit den geladenen Interessenvertretern in den Räumen des BMU in Berlin statt. Anwesend waren 27 Teilnehmer der geladenen Institutionen und Verbände.

In einer gemeinsamen Präsentation des Projektteams und des BfN wurde der Entwurf vorgestellt und diskutiert. Hierbei wurden im Ergebnis der gemeinsamen Diskussion letzte Änderungen an der Entwurfsfassung vorgenommen. Der damit aktuellen Fassung des Nationalen Aktionsplans wurde von den Teilnehmern zugestimmt. Für die Abgabe umfangreicherer schriftlicher Hinweise und Vorschläge, die inhaltlich am 3.12. abgestimmt wurden, wurde eine Frist bis zum 15.1.2010 gestellt, zu der die Ergänzungen dem Projektnehmer vorliegen sollten.

Zwischen dem 3.12. und dem 22.1.2010 wurden die abgestimmten Änderungen in den Plan eingearbeitet und eine Endversion erstellt, die die Teilnehmer der Beratung zur Kontrolle und Kenntnisnahme erhielten. Insgesamt wurden bei der Erstellung des Nationalen Aktionsplans eine oder mehrere schriftliche Stellungnahmen von 18 beteiligten Stellen und Personen sowie zahlreiche weitere Stellungnahmen und Anmerkungen der 27 Teilnehmer während und nach der öffentlichen Anhörung berücksichtigt. In einem letzten Schritt wurde der Nationale Aktionsplan zur Veröffentlichung redaktionell bearbeitet und in Abstimmung mit BfN und BMU illustriert. Das Layout, die Gesamtgestaltung und das Lektorat sowie die Einrichtung der Barrierefreiheit wurden im Rahmen eines Werkvertrages des BMU an das Büro Design.Idee, Erfurt vergeben. Die Übersetzungen ins Englische und Französische wurden, wie der Druck der drei Fassungen, durch das BMU realisiert.

3.2 Habitatansprüche

Die Habitatansprüche des Europäischen Störs wurden anhand von Literaturrecherchen und des Expertenwissens u.a. der Projektmitarbeiter für die unterschiedlichen Lebensstadien ermittelt. Grundlage der Habitatnutzung ist die Veränderung der Ansprüche der Art im Verlauf des Lebenszyklus. In Abb. 4 wird dieser schematisch skizziert. Vereinfachend wird davon ausgegangen, dass der Europäische Stör in Deutschland vorwiegend in einer Frühjahrs-Sommer-Population vorkam. Das bedeutet,

dass der Laichaufstieg im April begann und sich bis Juli hinzog. Hinweise auf Teilpopulationen, die im Herbst aufstiegen und im Fluss nach dem Aufstieg überwinterten (Kinzelbach 1987), wurden hierbei nicht berücksichtigt.

Da die Art extrem selten geworden ist und in Deutschland als ausgestorben gilt, sind in situ Untersuchungen existierender Störhabitats nicht mehr möglich. Erschwerend kommt noch hinzu, dass ehemals vom Europäischen Stör besiedelte Flüsse stark anthropogen verändert wurden, so dass sich die aktuellen Gewässerverhältnisse bekannter historischer Störlebensräume nicht mehr in einem Zustand befinden müssen, der den historischen Zuständen entspricht. Eine persistierende Eignung für Störe ist damit nicht von vornherein anzunehmen. Untersuchungen zur Eignung historisch wichtiger Lebensräume wurden im Rahmen früherer E&E Vorhaben realisiert (Gessner & Bartel 2000, Arndt *et al.* 2002, Arndt *et al.* 2006). Hierbei zeigte sich beispielhaft im Odereinzugsgebiet für *A. oxyrinchus*, dass anthropogene Überformung lokal erheblichen Einfluss auf die aktuelle Nutzbarkeit bedingt hat. Für die Elbe und den Rhein sind vergleichbare Erhebungen durchgeführt worden, die ähnliche Ergebnisse erbracht haben (Scholle *et al.* 2006, Jakob 1996). Eine in-situ Verifikation der Nutzbarkeit von Lebensräumen für den Europäischen Stör wird aktuell im Rahmen eines E&E Vorhabens realisiert. Diese Methode ist allerdings aufgrund methodischer Einschränkungen erst ab einer gewissen Mindestgröße der Tiere realisierbar (Fredrich *et al.* 2008). Aus diesem Grund kann derzeit die Eignung der historischen Habitats für die Reproduktion und die kritischen frühen Lebensstadien nicht abschließend beurteilt werden.

Auch Untersuchungen an der letzten freilebenden Population von *A. sturio* in der Gironde in Frankreich liefern kaum noch Erkenntnisse über die Habitatwahl der Fische. Da der Bestand seit 1995 keine natürliche Vermehrung aufweist, sind der Nachweis der Funktionalität der Habitats und der Nachweis von unterschiedlichen Entwicklungsstadien in Teillebensräumen derzeit nur anhand von Besatz möglich. In Anbetracht der Dynamik der Populationsgröße im Verlauf der letzten 30 Jahre und der seltenen Reproduktionsnachweise steht zu erwarten, dass sich Teile dieser Lebensräume höchst wahrscheinlich in einem ungünstigen Zustand befinden.

Aus der Aufzucht und Haltung von Europäischen Stören in verschiedenen Forschungsinstituten (CEMAGREF, IGB) sind einige Ansprüche der Art bekannt, jedoch offenbaren sich auch hier Kenntnisdefizite, z. B. bezüglich der optimalen Nahrung. Als Grundlage der notwendigen Erhebungen zur Biologie und Autökologie als Basis der Bewertung von Lebensräumen bleibt demnach neben experimentellen Untersuchungen (Kynard *et al.* 2006, Gessner *et al.* 2009) nur das Studium der historischen Literatur zum Stör und seinen früheren Lebensräumen (Ehrenbaum 1894, Ehrenbaum 1926, Mohr 1952, Dunker 1957, Magnin 1962, Magnin & Beaulieu 1963, Ninua 1976, Holcik *et al.* 1989). Da diese Quellen zum Teil spärlich und wenig detailliert sind, auf überlieferten Daten beruhen oder

Wiederholungen von vorher publizierten Informationen darstellen, wurde auch der Transfer von Informationen zu verwandten Arten mit herangezogen und ausgewertet. Zum einen bietet sich hier der Atlantische Stör *Acipenser oxyrinchus* an, dessen Verbreitungsareal sich zumindest regional mit dem des Europäischen Störs deckte (Ludwig *et al.* 2002, Desse-Berset 2009). Mit dieser Art laufen aktuell umfangreiche Untersuchungen zur Habitatpräferenz im Einzugsgebiet der Oder. Weitere aktuelle Kenntnisse liegen aus dem rezenten, nordamerikanischen Verbreitungsgebiet der Art vor (Smith *et al.* 1994, St Pierre 1996, van Eenenaam & Doroshov 1998, Haley *et al.* 2000, Bain 2000, Secor *et al.* 2000, Kahnle 2007, Hatin *et al.* 2007a, Hatin *et al.* 2007b, Nelis *et al.* 2007, Atlantic Sturgeon Review Team 2007, etc.). Weitere Schlüsse lassen sich aus den anatomischen und physiologischen Eigenschaften der Art ableiten. So kennt man z. B. den Toleranzbereich der Gattung *Acipenser* gegenüber dem Sauerstoffgehalt des Wassers, und kann aus der Eiggröße und den physikalischen Parametern der Durchströmung des Substrates (Yi *et al.* 2010) sowie den experimentellen Daten zur Räubergröße, die an anderen Arten gewonnen wurden (Mc Adam in press), auf das erforderliche Kies – Lückensystem für die Eiablage und Larvenentwicklung schließen. Der Transfer von Erkenntnissen von anderen Arten ermöglicht nicht direkt, sondern nur durch nachfolgende Plausibilisierung, wichtige Grundprinzipien abzuleiten und mit einer entsprechenden „Unschärfe“ zu übertragen.

Ein viel versprechender Ansatz zur Präzisierung von so gewonnenen Rahmendaten über die Habitatpräferenzen und -strukturen wurde im Rahmen des Vorhabens durch die Modellierung von Habitatstrukturen und ihrer Effekte vorbereitet. Die Umsetzung in direkter Kooperation mit der Universität Stuttgart (Prof. Wieprecht) im Rahmen eines gemeinsamen DFG Projektes zur Anpassung und Validierung des Kazimir Modells war nicht zeitnah zu realisieren. Ein verbesserter Ansatz hierzu wird seit Sommer 2010 in Kooperation mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG, Referat M3, Dr. Vollmer, Hr. Roberts) realisiert.

3.3 Habitatdatenbank

Auf Basis der historischen Verbreitung der Art in Deutschland wurden die Flusssysteme und Flüsse ermittelt, in denen die Art vorkam. Hierbei wurden Wandergrenzen anhand von Fängen als maximale Verbreitung gesetzt und versucht, diese Verbreitungsdaten anhand von Habitatcharakteristika zu validieren. Dieses Vorgehen ist allerdings auf erhebliche Probleme gestoßen, da historische Informationen zum Beispiel über Strömungsgeschwindigkeit, Habitatvorkommen oder Substratcharakteristika in fast keinem Fall verfügbar waren. Die aktuell verfügbaren Habitatdaten wurden für die Gewässerabschnitte soweit möglich recherchiert und bezüglich der allgemeinen und der nach 2.2. ermittelten Habitatansprüche bewertet. Als Grundlage für diese Arbeiten wurden insbesondere die verfügbare Literatur und die Datenquellen aus dem Internet erfasst und ausgewertet. Insbesondere

die Studien und Erhebungen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der EU und Umweltverträglichkeitsuntersuchungen wurden zusammengetragen und analysiert. Datenquellen aus dem Fundus der Wasserwirtschafts- und Schifffahrtsverwaltungen wurden ebenfalls berücksichtigt, soweit sie zugänglich waren.

Die Relevanz der Quellen wurde bezüglich der benötigten Informationen überprüft und anhand der vorangehend entwickelten Habitatkriterien bewertet. Als relevant eingeschätzte Arbeiten wurden hinsichtlich der verfügbaren Habitatinformationen analysiert und das Ergebnis tabellarisch erfasst.

4 Ergebnisse

4.1 Nationaler Aktionsplan

Die finale Fassung des Nationalen Aktionsplans (Gessner et al. 2010) ist auf der Internetseite des BfN verfügbar (<http://www.bfn.de/habitatmare/de/spezielle-projekte-wiederansiedlung-stoer.php>). Dieser Aktionsplan entspricht der nach einem umfassenden Beteiligungsverfahren auf der öffentlichen Anhörung am 3.12.2009 von den Teilnehmern diskutierten, ergänzten und verabschiedeten Fassung, die somit als verbindliches deutsches Dokument zum Artenschutz auf der Grundlage des Berner Übereinkommens (Details siehe Kap. 2.1.) anerkannt wurde.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass der Nationale Aktionsplan von allen beteiligten Ministerien, Behörden und Interessenvertretern positiv aufgenommen und im Grundsatz befürwortet wurde. Kritische Stellungnahmen kamen vor allem von Vertretern der Berufsfischerei und der Wasserwirtschaft, die wirtschaftliche Nachteile durch konkrete Schutzvorschriften befürchteten.

Im Nationalen Aktionsplan wird nach einer Einführung in die Thematik (Kapitel 1) in dem folgenden Kapitel 2 die Art *Acipenser sturio* im Vergleich zu anderen Arten der Gattung und ihre Lebensweise beschrieben. In Kapitel 3 werden die Verbreitung und die dramatische, aktuelle Bestandssituation dargestellt. Das Kapitel 4 befasst sich mit den Ursachen der Gefährdung der Art und den Risiken für ihr Fortbestehen. Schwerpunkte bilden die Fischerei und die Veränderungen der natürlichen Lebensräume, wie auch die Wasserverschmutzung, die Einschleppung exotischer Störarten und der Klimawandel. In Kapitel 5 wird der rechtliche Rahmen für den Schutz des Europäischen Störs und seiner Lebensräume aufgezeigt. Es existiert eine Vielzahl internationaler und nationaler Vorschriften und Konventionen, die direkt oder indirekt den Schutz des Störs zum Inhalt haben, jedoch finden sich darunter kaum konkrete Verpflichtungen zur Verbesserung der essentiellen Lebensräume. Dem Hauptanliegen des Nationalen Aktionsplans widmet sich Kapitel 6 „Ziele und Maßnahmen“. Als Hauptziele werden benannt: Verringerung der fischereilichen Mortalität, Kontrolle autochthoner Arten, Schutz und Verbesserung der Habitate und der Wasserqualität, ex-situ Schutz des Störs, Be-

satz natürlicher Gewässer zur Wiederansiedlung und Bestandserhöhung sowie die internationale Kooperation und Koordination. Hierbei kommt insbesondere der Zusammenarbeit mit Frankreich als letzter Nation mit einem natürlichen Vorkommen der Art eine Schlüsselrolle zu.

In einer umfassenden Tabelle sind die erforderlichen Maßnahmen und Aktionen zur Erreichung der Ziele in Kombination mit deren Prioritäten und den Adressaten, Zeiträumen, Erfolgsindikatoren und Meilensteinen dargestellt. Ein umfangreiches Literaturverzeichnis und eine Aufstellung potenziell für *A. sturio* geeigneter Habitate in Deutschland (überwiegend FFH-Gebiete) ergänzen die Darstellungen des Nationalen Aktionsplans.

4.2 Habitatansprüche

In Ergänzung der in den Nationalen Aktionsplan eingeflossenen Informationen zu den Habitatansprüchen wurden im Rahmen des Projektes relevante Entwicklungsstadien des Störs, für die anhand der vorliegenden Kenntnisse der Art unterschiedliche Habitatanforderungen zu erwarten sind, identifiziert. Die als relevant eingeschätzten Habitateigenschaften wurden in Form eines Kriterienkataloges zusammengestellt und nach den Einflussfaktoren Gewässermorphologie / Hydrologie sowie von der Wasserqualität beeinflussten Faktoren differenziert. Die so gewonnenen Daten zu den bekannten Habitatansprüchen für die jeweiligen Lebensstadien des Europäischen Störes wurden in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tab. 1: Habitatansprüche während der verschiedenen Lebensstadien des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) nach verschiedenen Autoren

Stadium Parameter	befruchtete Eier	Dottersacklarven	freißfähige Brut Larven	Juvenile < 30 cm (benthivor)	Juvenile >30cm	Subadulte und Adulte (marin)	Adulte
Abflussperiodizität	Frühjahrshochwasser Mai - Juni	Frühjahrshochwasser Mai - Juni					Frühjahrshochwasser April-Juni
Strömungsgeschwindigkeit (min, max, Mittelwerte, räumliche Diversität)	Kiesbänke gut durchströmt, 0,6-1,2 m/s (max 2,2 m/s n. Ninua 1976)	Kiesbänke gut durchströmt, 0,6-1,2 m/s (max 2,2 m/s n. Ninua 1976)	Strömungsberuhigte Zonen	strömungsberuhigte Zonen, Insellagen, in tiefen Zügen 0,1 – 0,6 m/s	strömungsberuhigte Zonen, 0 – 1,0 m/s dto		Strömungsdiversität mit Ruhezeiten (Mäanderstrukturen), Ruhezeiten: tiefe Kolke, Laichplätze: Kiesbänke gut durchströmt, Morphol.: Pool and Riffle ähnlich 0,6-2,2 m/s

Tab. 1 ff: Habitatansprüche der verschiedenen Lebensstadien des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) nach verschiedenen Autoren

Stadium Parameter	befruchtete Eier	Dottersacklarven	Freißfähige Brut Larven	Juvenile < 30 cm (benthivor)	Juvenile >30cm	Subadulte und Adulte (marin)	Adulte
Sohlsubstrat (Körnung, Quali- tät, Ausdehnung)	Steine/Kies > 25 mm, sauber, kaum Aufwuchs	Steine /Kies > 25 mm, sauber, kaum Aufwuchs	Wechsel von Kies < 25 mm, und sandigen Substra- ten	Sand- und Weichsubstrat (Schlick, Schluff) mit hohem Aufkommen an Bodennährtieren (Tubificiden, Oligochaeten, Chironomiden)		Sand- und Weichsubstrat (Schlick, Schluff, Bankstruktur) mit hohem Aufkom- men an Boden- nährtieren (Poly- chaeten, Oligoch- aeten, Crustacea)	Geröll/Kies > 25 mm, sauber, kaum oder kein Aufwuchs
Geschiebe- führung	nur bei Hochwasser			Gering, Bankbildung, Besiedelung mit benthischen Organismen			nur bei Hochwasser (Laichplätze)
Barrieren (Auf- und Abstieg, Art, zeitliche Wirk- samkeit)				keine Abstiegsbarrieren wie Wasserkraftwer- ke (Turbinen) und hohe, steile Wehrabstürze	Tiefseekabel, Pipelines und Ti- dekraftwerke sind effektiv abge- schirmt und stel- len keine Beein- trächtigung der Wanderung dar	keine Wanderbarrie- ren zwischen Mün- dung und Laichplatz (Auf- und Abstieg)	

Tab. 1 ff.: Habitatansprüche der verschiedenen Lebensstadien des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) nach verschiedenen Autoren

Stadium Parameter	befruchtete Eier	Dottersacklarven	Freißfähige Brut Larven	Juvenile < 30 cm (benthivor)	Juvenile >30cm	Subadulte und Adulte (marin)	Adulte
Wassertiefe (min, max, Mittelwerte)	> 2m					5 – 120m	> 2m (Laichplatz)> 2,5m (beschattete Kolke als Einstände)
Überschwemmungsflächen (Größe, Überflutungsdauer, Tiefe)			als sommerliche Planktonquelle am Fluss angeschlossen	als produktive Randbereiche vorhanden und mit Hauptstrom verbunden, von tiefen (>1,5m) Nebenarmen durchzogen		als produktive Randbereiche vorhanden und temporär nutzbar (Watten)	
Makrophyten, Totholz			als morphodynamische Komponente (strukturbildend) und als Einstand				
Turbulenzen (Schifffahrt)	nicht über Laichplätzen		Sog und Wellenschlag führen nicht zur Dislokation	Abstand zwischen Schiffkörper und Gewässersohle minimal 100 cm, Schraubensog zu gering für passiven Fischtransport, durch Schubspannung keine passive Dislokation			nicht über Laichplätzen, ausreichender Abstand zwischen Schiffkörper und Gewässersohle

Der Lebenszyklus des Europäischen Störs (Abb. 4) umfasst verschiedene Phasen im Süßwasser, Ästuar und Meer. Magnin (1962) zeigte in Versuchen, dass die Salinitätstoleranz von *A. sturio* mit der Größe zunimmt, was darauf hindeutet, dass Störe erst ab einer Größe von 50 cm in das Meer abwandern. Aufgrund der Versuchsdurchführung (rapider Wechsel der Salinität) kann dies aber nur als Richtwert dienen. Im Gegensatz zu diesem experimentellen Befund wurden Fische von 50 cm in der offenen Nordsee gefangen (Blankenburg 1910) und sogar Tiere von nur 30 cm Länge sind im Rahmen des experimentellen Besatzes aus dem Wattenmeer gemeldet worden (Gessner et al. in prep.). Auch für das Schwarze Meer beschreibt Ninua (1976), dass schon einjährige *Acipenser sturio* mit 25-30 cm das Ästuar verlassen und entlang der Küste wandern.

Für die Gironde wird beschrieben, dass die Tiere zwischen ihrem 2. bis 7. Lebensjahr saisonale Wanderungen aus dem Ästuar ins Meer und zurück durchführen, die sogenannte St. Jean Wanderung. Inwieweit diese Wanderungen typisch für die Art sind ist unklar. Die Tatsache, dass in der deutschen Fischerei auf der Unterelbe gegen Ende des 19. Jahrhunderts Fische bis 1,2m gefangen wurden deutet aber darauf hin, dass dieses Verhalten nicht untypisch ist. Adulte Tiere leben auf dem Kontinentalschelf meist in Wassertiefen unter 100m, wo sie weiträumige Wanderungen durchführen. Markierte Fische aus der Gironde sind bis vor der norwegischen Küste gefangen worden (Rochard et al. 1997). Bei Einsetzen der Geschlechtsreife kehren sie zur Vermehrung in ihre Heimatflüsse zurück.

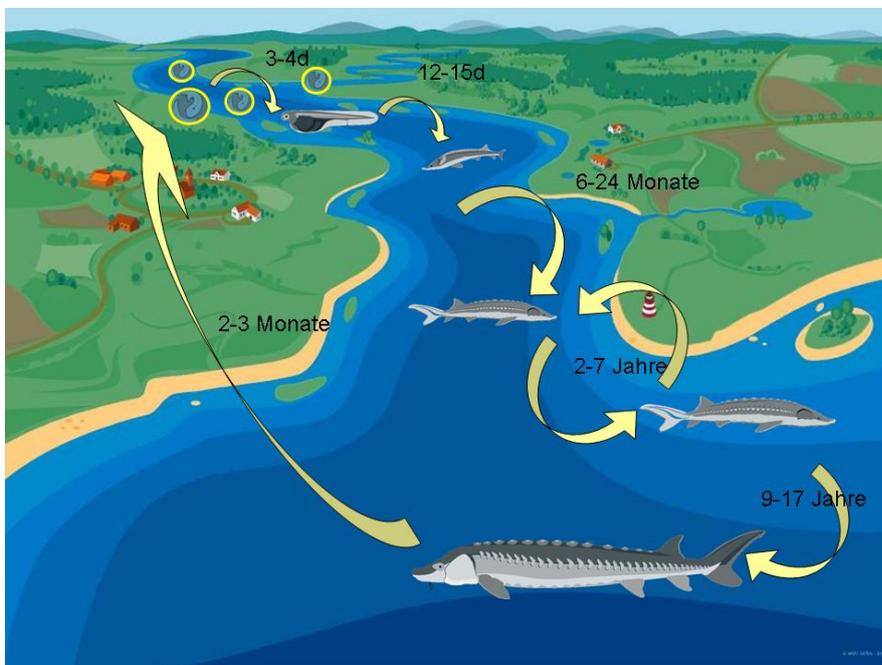


Abb. 4.: Schematischer Lebenszyklus und Habitatanbindung des Europäischen Störs (*A. sturio*)

Die Laichwanderungen werden in Deutschland vorwiegend für April bis August beschrieben. Sie variieren aber nach klimatischen Bedingungen. So fand die Wanderung im Guadalquivir (Spanien) von Februar bis April statt (Classen 1944). Die Substratstruktur, die Abflussmenge, das Temperaturprofil und die Photoperiode gelten als

wichtige Umweltfaktoren, die die Ovulation auslösen (Dettlaff et al. 1993). Das Ablachen findet im Frühsommer (in der Gironde, Frankreich Mai bis Juni) bei Wassertemperaturen zwischen 17 und

22°C statt. Die Eiablage erfolgt in strömendem Wasser über grobkiesigem oder schotterigem Substrat entweder im Hauptstrom oder in Strömungsrinnen bei Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,8 und 2,0 m/s. Die Hydromorphologie der Laichplätze muss die Versorgung der an den Steinen und im Lückensystem anhaftenden Eier mit Sauerstoff sicherstellen, was eine ausreichende Durchströmung des Substrats notwendig macht. Modellhaft wurde die Gestalt von typischen Laichhabitaten für Störe durch Yi *et al.* (2010) an *A. sinensis* charakterisiert. Die Ergebnisse sind aber nach bisherigen Kenntnissen ohne weiteres auf andere Arten übertragbar.

Das erste Stadium von der Eiablage bis zum Schlupf dauert, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur, etwa 3-5 Tage (Ehrenbaum 1894). Die Embryonalentwicklung, der Beginn der Nahrungsaufnahme und die Entwicklung bis zum Fingerling finden in den Flussabschnitten der Barben- und Blei-region statt. Die geschlüpften Larven driften sukzessive stromab und besiedeln das Kieslückensystem unweit der Laichplätze.

Nach der kompletten Resorption des Dottersacks beginnt die Brut für einige Tage mit der Aufnahme kleinster Zooplanktonorganismen. Ob dies mit einer Ortsveränderung verbunden ist, ist derzeit noch unklar. Spätestens zu Beginn der benthischen Nahrungsaufnahme wandern die Tiere stromabwärts in produktivere Flussgebiete. Die Hauptnahrung besteht nach dem vollständigen Übergang zur benthischen Lebensweise insbesondere aus Oligochaeten und Chironomidenlarven. Nahrungsorganismen werden von den Tieren auf längere Distanz über den Geruchssinn und in Nahdistanz mittels Elektrozeporen und Geschmacksknospen an den Barteln aufgespürt. Beschreibungen der Lebensraumcharakteristik und des Habitatwechsels zwischen dem embryonalen und dem postlarvalen Stadium sind nur fragmentarisch verfügbar oder fehlen für die meisten früher bekannten Laichgewässer.

Die Phase, in der die Tiere im Süßwasser der Flüsse leben, dauert mindestens 6 Monate (Magnin und Beaulieu 1963, Kinzelbach 1987, Holcik *et al.* 1989). Im Alter von 6-9 Monaten wandern die einsömmerigen Störe flussabwärts in das Ästuar. In ihrem ersten Lebensjahr verbleiben sie in Bereichen geringer Salinität (<0,8 ‰, Elie 1997). Die ersten beiden Jahre des Juvenilstadiums verbringen die Fische der Gironde ausschließlich im Brackwasser des Ästuars, wobei sie sich mit zunehmender Größe schrittweise an höhere Salzgehalte akklimatisieren. In der Gironde wurde beobachtet, dass diese Lebensstadien in großer Dichte in einigen bevorzugten Gebieten mit sandigem Boden und über 5 Metern Tiefe bei Temperaturen um 20°C vorkommen. Sie zeigen hier eine ausgeprägte Nahrungspräferenz für kleine Polychaetenarten, die bis zu 96% des Mageninhalts ausmachen können (Rochard 2002, Rochard *et al.* 2001, Brosse *et al.* 2000). Im Alter zwischen 2 und 7 Jahren zeigen die Jungfische wiederholte Wanderungen zwischen dem Ästuar und dem Meer (St. Jean – Wanderung nach Magnin 1962), kehren aber im Winter regelmäßig in das Ästuar zurück.

Ab etwa 8 Jahren beginnt die Reifung der Geschlechtsorgane sowie die Ausprägung adulter äußerer Merkmale. Sowohl die späten Juvenilstadien als auch die Adulten nutzen überwiegend marine Habitate. Nur die adulten Störe verlassen diesen Lebensraum für kurze Vermehrungsphasen, während derer sie in die Süßwasserregionen der Flüsse wandern. Alle verfügbaren Daten deuten darauf hin, dass *A. sturio* während seines Meeresaufenthalts hauptsächlich sandiges und schlammiges Substrat nutzt. Die verfügbaren Daten über die mögliche Verbreitung in diesen Lebensräumen basieren auf gemeldeten Fängen durch die Fischerei. Zwei Drittel der Fänge der späten Juvenilen aus der Girondepopulation stammen vom Kontinentalschelf aus Wassertiefen von 40 bis 100 Metern (Rochard *et al.* 1997 a, b). Fänge aus über 120m wurden hier nicht registriert, in der Adria wurden aber adulte Europäische Störe in Wassertiefen von bis zu 200 m gefangen (Holcik *et al.* 1989).

Die Europäischen Störe der Gironde erreichen als Männchen mit 10 bis 14 Jahren und als Weibchen mit 13 bis 18 Jahren die Geschlechtsreife (Williot *et al.* 1997). Die Wanderungen fanden in Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen regional unterschiedlich statt. Im Guadalquivir wanderten die Tiere von Februar bis April in den Fluss ein, in der Gironde zwischen März und Mai. In der Elbe fanden die Laichwanderungen hauptsächlich im Mai und Juni statt und dauerten bis zum August an (Quantz 1903).

Störe vermehren sich nicht jedes Jahr und die Dauer ihrer Vermehrungszyklen ist variabel. Nach den vorliegenden Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass die Männchen im Mittel jedes zweite Jahr zur Vermehrung kommen, Weibchen hingegen drei – oder vierjährige Intervalle zwischen den Reproduktionen aufweisen (Williot *et al.* 1997). Diese Annahmen stimmen mit dem Fortpflanzungsverhalten einer Anzahl anderer Störarten in gleicher geografischer Breite überein (Van Eenennaam & Doroshov 1998, Hildebrandt *et al.* 1999, Dettlaff *et al.* 1993).

4.3 Bewertung

Anhand der Tabelle 1 lässt sich die vorhandene Datenlage sehr gut nachvollziehen. Es fällt auf, dass zu bestimmten Lebensstadien und Parametern keine Daten vorhanden sind. Neben den bekannten Ansprüchen an das Substrat für die Eiablage sind die Rolle der Wassertiefe, der Morphologie des Bodens und die Anforderungen an den Wasserdurchsatz im Interstitial für die Habitatwahl und den Reproduktionserfolg bislang weitgehend unbekannt. Auch die Auswirkungen der Nahrungsverfügbarkeit auf das Verhalten der frühen Lebensstadien nach Übergang zur exogenen Nahrungsaufnahme sind bislang nicht bekannt. Experimentelle Arbeiten zeigen, dass der Substratqualität eine Schlüsselrolle für die Standortwechsel zukommt (Gessner *et al.* 2009). Daraus resultieren große Unterschiede bezüglich der Mortalität durch Prädation (McAdam in press). Zudem sind die Habitatansprüche der Subadulten und Adulten im marinen Milieu nur indirekt über Fangmeldungen do-

kumentiert. Auch zu bestimmten hydrologischen Parametern wie dem Gewässerabfluss (Verteilung, Minima, Maxima) und seine Rolle für die Laichwanderung und die Reproduktionserfolge liegen so gut wie keine Daten vor (Kinzelbach 1987, Paragamian et al. 2009). Insgesamt sind die Kenntnisse des Verhaltens und der Habitatansprüche noch sehr lückenhaft (Coutant 2004) und beruhen oft nur auf einer einzigen Literaturquelle bzw. Analogieschlüssen von verwandten Arten aus anderen Regionen, die für *Acipenser sturio* in seinem historischen Verbreitungsgebiet noch nicht verifiziert sind. Hierzu besteht dringender Forschungsbedarf. Trotz der beschriebenen Einschränkungen im Wissen um die Autökologie der Art erlaubt die vorliegende Zusammenstellung der Habitatansprüche eine erste Bewertung von Flusssystemen hinsichtlich ihrer generellen Eignung für die Wiedereinführung des Störs und die Identifikation von Defiziten.

Für die Bewertung der Eignung der Gewässer wurde aufbauend auf die Kriterienkataloge der Habitatuntersuchungen (Gessner & Bartel 2000, Arndt et al. 2002, Arndt et al. 2006) eine Reihe von Ausschlusskriterien ausgewählt, die sich an der historischen Nutzung und der aktuellen Erreichbarkeit der potentiell nutzbaren historischen Laichgebiete orientiert. Die Qualität dieser Laichgebiete sollte über die verfügbaren Habitatdaten ermittelt werden. Potentieller Rückbau oder Passierbarkeit von Verbauungen wurden erst in einem zweiten Schritt beurteilt. Qualitative Einschränkungen zum Beispiel durch die Wasserqualität oder morphodynamische Veränderungen sind für die aktuelle Bewertung wie auch für die perspektivischen Optionen für die Renaturierung bedeutend. Habitateignung und Habitatvernetzung, wie auch die laterale und longitudinale Konnektivität und die Strukturvielfalt, stellen wichtige Parameter für eine Eignungsbewertung dar, da sie entscheidend für Wanderverhalten, Habitatwahl und Nahrungsverfügbarkeit für juvenile Störe sind.

4.4 Habitatdatenbank

Für die Flüsse der Flusseinzugsgebiete Elbe, Weser, Eider und Ems wurden insgesamt 58 projektrelevante Literaturquellen recherchiert und ausgewertet. Die Ergebnisse der Auswertung sind in einer Übersichtstabelle dargestellt. Diese Daten umfassen Aussagen zu Einzugsgebiet, Fluss, Gewässerstrecke, Autor, Jahr, Titel, Anlass der Arbeit, Erhebungszeitraum, verschiedene Kriterien der Gewässermorphologie und Wasserqualität, Lebensgemeinschaften der Gewässer, Probenraster, Georeferenzen der Probestellen, Quellen weiterführender Datenbanken und weitere Bemerkungen zur Arbeit sowie zur potentiellen Aussagekraft für das Projekt.

Die meisten Daten liegen in dem gesichteten zugänglichen Material für die Elbe und ihre Nebenflüsse vor. In den Datenbanken der BfG sind Daten zum Rhein aufgrund des Interesses der Schifffahrt dominierend. Häufigster Untersuchungsanlass ist das vorgeschriebene Gewässermonitoring im Rahmen des Vollzugs der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Da der Stör jedoch keine Zielart der

WRRL ist, finden seine Habitatansprüche in den Arbeiten auch keine besondere Berücksichtigung. Weiterhin gibt es etliche recht detaillierte Untersuchungen für die Elb- und die Wesermündung sowie für die Tideelbe, die im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchungen zu geplanten Eingriffen (vor allem Baggerungen und Umlagerung von Baggergut) durchgeführt wurden.

Gewässerstrukturkarte

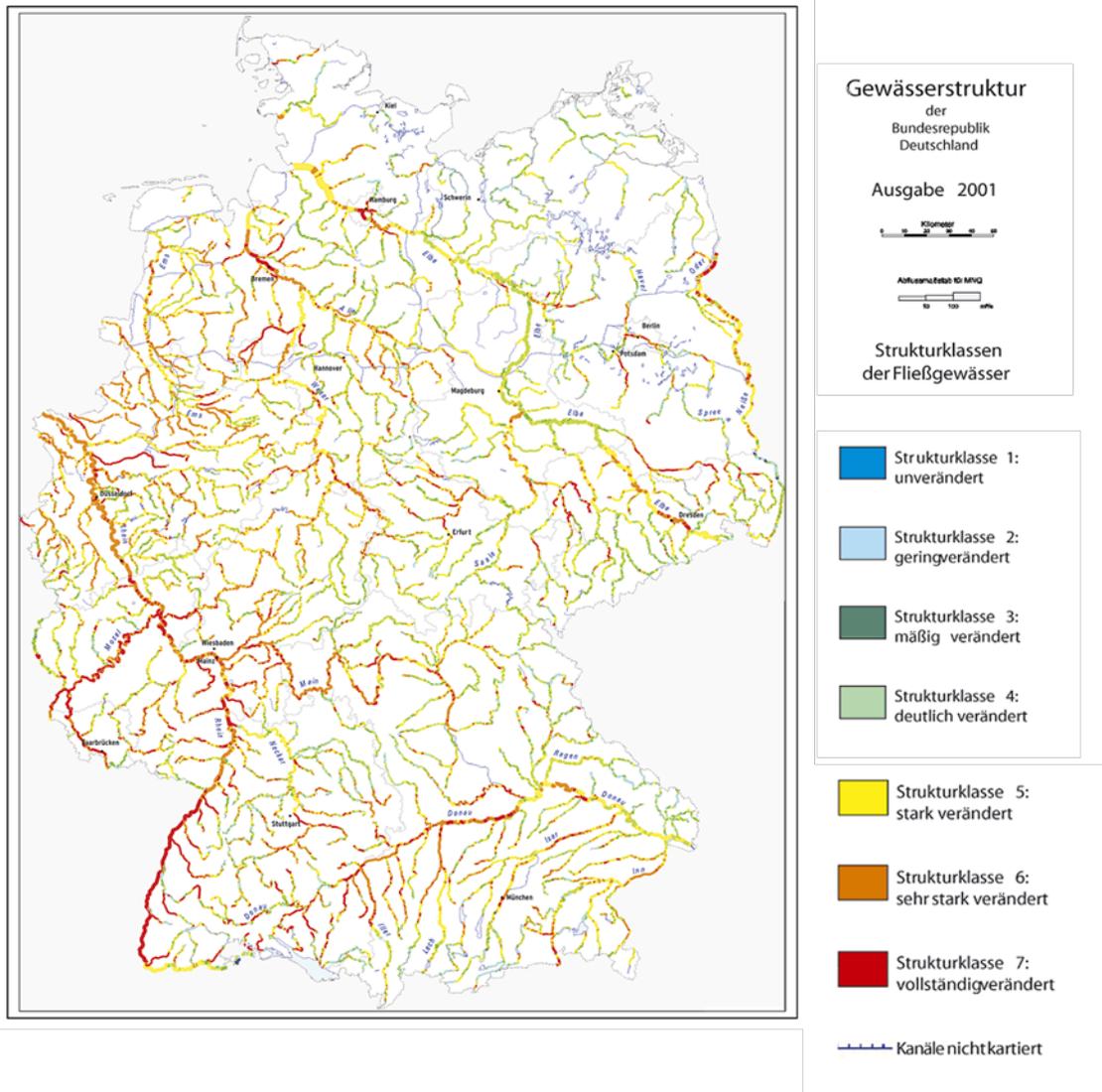


Abb. 5: Übersicht der aktuellen Bewertung der Gewässerstrukturgüte der Oberflächengewässer der Bundesrepublik (nach LaWa 2009)

Die recherchierten Habitatdaten reichen von recht allgemeinen Übersichtsdaten bis hin zu umfangreichen Beprobungen ausgesuchter Probestellen. Die aktuelle Kartierung der Durchgängigkeit der Fließgewässer auf Wanderhindernisse (WGE 2002) ermöglicht einen guten Überblick über bestehende Barrieren und deren grundsätzlicher Passierbarkeit sowie der Funktionsfähigkeit eventuell vorhandener Fischaufstiegsanlagen. Die Querbauwerke wurden in vier Bewertungsstufen („passierbar“ bis „unpassierbar“ und die vorhandenen Fischaufstiegshilfen in „voll funktionsfähig“ bis „nicht funktionsfähig“ eingeteilt. Wesentlich ist auch die Information, wie viele der erfassten Querbauwerke

ke überhaupt mit einer Fischaufstiegshilfe versehen sind. Die Funktionsbewertung der Fischaufstiege erfolgte auf einem sehr heterogenen Niveau, so dass die Ergebnisse nicht ohne weiteres nutzbar sind. Zudem wurde die Einschätzung der Passierbarkeit durch Aufstiegsanlagen (Fischpässe etc.) nicht für Störe vorgenommen, so dass hier weitere Unsicherheiten bezüglich der Eignung bestehen.

Die Wasserqualität bezüglich der biologisch relevanten Inhaltsstoffe und Eigenschaften (Pestizide, Schwermetalle, Nährstoffe, Sauerstoff, pH-Wert, Temperatur, BSB) wird durch die Probestellen des Monitorings nach der WRRL in einem groben Raster für die Flüsse recht gut abgebildet; die Messreihen sind auf Anfrage bei den Wasserbehörden der Bundesländer abrufbar.

Wesentlich schlechter ist hingegen die Datenlage bezüglich der Strukturgüte der Fließgewässer. Lediglich sehr oberflächliche Strukturgütekartierungen aus Anlass der WRRL sind verfügbar (Abb. 5). Diese enthalten jedoch kaum verwertbare Aussagen hinsichtlich der Verfügbarkeit und Diversität aquatischer Habitats. Somit ist die Datengrundlage nicht für eine Nutzung zur Ermittlung der Erfüllung der Habitatanforderungen von *A. sturio* zu verwenden, da die Erhebungen sich meist auf Luftbildauswertungen zum Gewässerverlauf (Begradigungen) und Verbauungen (Uferbefestigungen etc.) beschränken. Lediglich sporadische Einzeluntersuchungen an ausgewählten und anlassbezogenen Probestellen sind hier vorhanden. Eine durchgängige, kleinskalige Kartierung der Gewässer unter dem Aspekt der Sohlsubstrate, Hydromorphologie und Hydrodynamik fehlt. Weiterreichende Informationen zum Vorkommen von Kies- und Geröllbänken und Daten zu deren Qualität, der Stabilität des Lückensystems der sowie deren Sauerstoff-, pH-, Nährstoff- und Strömungsverhältnisse als Funktion von Zeit, Raum und Abfluss sind nur lokal (Scholle et al. 2008) oder gar nicht vorhanden. Auch Daten zur Fauna und Flora der Gewässer sind nur für ausgewählte Indikatorarten nach den Bewertungsstandards der WRRL in einem sehr weit gesteckten Probestellenraster verfügbar. Daten zum Makrozoobenthos (MZB) sind ebenfalls vielfach nur extrem punktuell, in Momentaufnahmen und mit nicht standardisierten Methoden erhoben verfügbar.

Eine gemeinsame Sichtung der verfügbaren Daten zu den Sohlsubstraten und den Gewässerprofilen mit der BfG offenbarte auch hier, wie in den Unterlagen der WRRL-Kartierungen, den fragmentarischen Zustand der Dokumentation von wichtigen hydrologischen und hydrobiologischen Charakteristika der großen Flüsse. Entscheidende Angaben zum Sohlsubstrat, Geschiebeführung, Strömungsverhalten und organischen Sedimenten sowie der zeitlichen Dynamik dieser Parameter fehlen weitestgehend. Neben der mangelnden Relevanz für die WRRL stehen solchen Untersuchungen auch die notwendigen finanziellen Aufwendungen für eine repräsentative Untersuchung entgegen. Allein zur statistischen Absicherung der Befunde ist eine Vielzahl von Proben notwendig, für deren Bearbeitung vielfach auch entsprechend qualifiziertes Personal fehlt. Hier sind schwerpunktmäßig weitere Untersuchungen mit Hinblick auf die Habitateignung für *A. sturio* erforderlich.

Infolge des kritischen Erhaltungszustandes von *A. sturio* sind *in-situ* Studien der Habitatanforderungen an natürlichen Populationen nicht möglich. Es besteht lediglich die Möglichkeit, *in situ* Habitatpräferenzen mit markierten Jungfischen aus der künstlichen Nachzucht zu testen. Dafür sind jedoch höhere Individuenzahlen verschiedener Altersstufen erforderlich, die dann in zu untersuchende Habitatstrukturen bzw. Gewässer zu setzen und nach Verfolgung auf ihre Habitatwahl bzw. nach Wiederfang auf Nahrungspräferenz, Entwicklung, Ernährungszustand, Gesundheit und physiologische Parameter zu untersuchen sind. Weiterhin sind *ex-situ* Untersuchungen zur Toleranz gegenüber bestimmten organischen und anorganischen Schadstoffen und zur Bestimmung von deren physiologischen Auswirkungen durchzuführen. Dabei sollten bekannte, im Wasser des zu besetzenden Flusses vorhandene Schadstoffe, wie z. B. die im Elbewasser vorhandenen, hohen Konzentrationen von Chloriden und Schwermetalle wie Quecksilber, Arsen und Cadmium einzeln untersucht werden. Denkbar ist aber auch die direkte Exposition der Störe in Flusswasser, das ohne Aufbereitung durch Untersuchungsanlagen geleitet wird. Auch hier sollten die verschiedenen Lebensstadien vom Ei bis zum abwandernden Jungfisch sowie laichreife Adulte untersucht werden, um eventuell spezifische Auswirkungen in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium identifizieren zu können. Sollten nicht genügend Versuchsfische von *A. sturio* zur Verfügung stehen, so könnten auch nahe verwandte Arten als Modellorganismen eingesetzt werden.

Zusammenfassend muss konstatiert werden, dass die aktuelle Datenlage bezüglich der Habitateignung der Gewässer für die Wiederansiedlung des Europäischen Störs zu gering ist, um eine aussagekräftige, GIS-referenzierte Habitatdatenbank zu erstellen, die die Identifikation geeigneter Störhabitats in speziellen Gewässerabschnitten ermöglicht. Der Mitarbeiter, der für diese Aufgabe mit einer 30% Stelle beschäftigt wurde, hat letztlich zur Datenerhebung und Recherche gearbeitet, nachdem der Datenbankansatz im Verlauf der Arbeiten aufgrund der unzureichenden Datenlage eingestellt wurde. Hier wäre ein bundeseinheitliches Datenbanksystem unter Verwendung der Daten aus den Ländern, der BfG, der BAW, der Wasserstraßenverwaltung und aus Forschungsvorhaben (z.B. WISER) anzustreben. Auf diese Art und Weise könnten auch die Defizite und Informationslücken besser bestimmt und einer gezielten Bearbeitung zugeführt werden. Zur Zeit erarbeitet das BfN für marine Habitate ein Datenbanksystem, das ggf. auch für die Fließgewässer angepasst werden könnte.

5 Gewässercharakteristik

Anhand der verfügbaren Daten wurden Daten zu den Gewässersystemen zusammengestellt und eine vorläufige Bewertung der Eignung für eine Ansiedlung des Europäischen Störs auch auf Basis

der vorliegenden Managementpläne erstellt. Diese Ergebnisse werden in Tabelle 2 am Ende des Kapitels summarisch zusammengefasst.

5.1 Elbe



Abb. 6: Überblick über den Verlauf der Elbe und der wichtigsten Nebengewässer (nach FGG Elbe 2009)

Kurzcharakteristik

Der Gewässergütebericht der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe 2007 stellt die aktuelle Situation wie folgt dar: "Der Elbestrom in der Elbe erstreckt sich von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven. Er weist in diesem Abschnitt eine Lauflänge von 727,7 Strom-km auf. Aus hydrographischer Sicht lässt sich die Elbe in Obere, Mittlere und Untere Elbe unterteilen, wobei die Untere Elbe vom Wehr Geesthacht bis zur Seegrenze tidenbeeinflusst ist und daher oftmals auch als Tideelbe bezeichnet wird" (Abb. 6).

Gemäß den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden der Elbestrom und alle anderen Fließgewässer in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe in zu bewertende Oberflächenwasserkörper (OWK) eingeteilt. Für den Binnenbereich des deutschen Elbestromes wurden insgesamt sechs OWK identifiziert. Einer davon wurde als Grenzgewässer-OWK ausgewiesen; für ihn muss durch Deutschland und Tschechien eine gemeinsame Bewertung vorgenommen werden.

Im Bereich der Tideelbe werden vier OWK unterschieden. Der seewärtige OWK trägt die Bezeichnung „Übergangsgewässer“. Aufgrund seiner Nähe zu den Küstengewässern und des Tidegeschehens unterliegt er einem marinen Einfluss. In Sinne der WRRL weist die Tideelbe noch eine weitere Besonderheit auf: Sie wurde durch nutzungsbedingte Ausbaumaßnahmen im Hinblick auf ihre Morphologie und Hydrologie deutlich verändert. Entsprechend wurden die OWK der Tideelbe - im Gegensatz zum deutschen Abschnitt der Binnenelbe - im Rahmen des durch die WRRL vorgeschriebenen Verfahrens als „erheblich verändert“ ausgewiesen.“

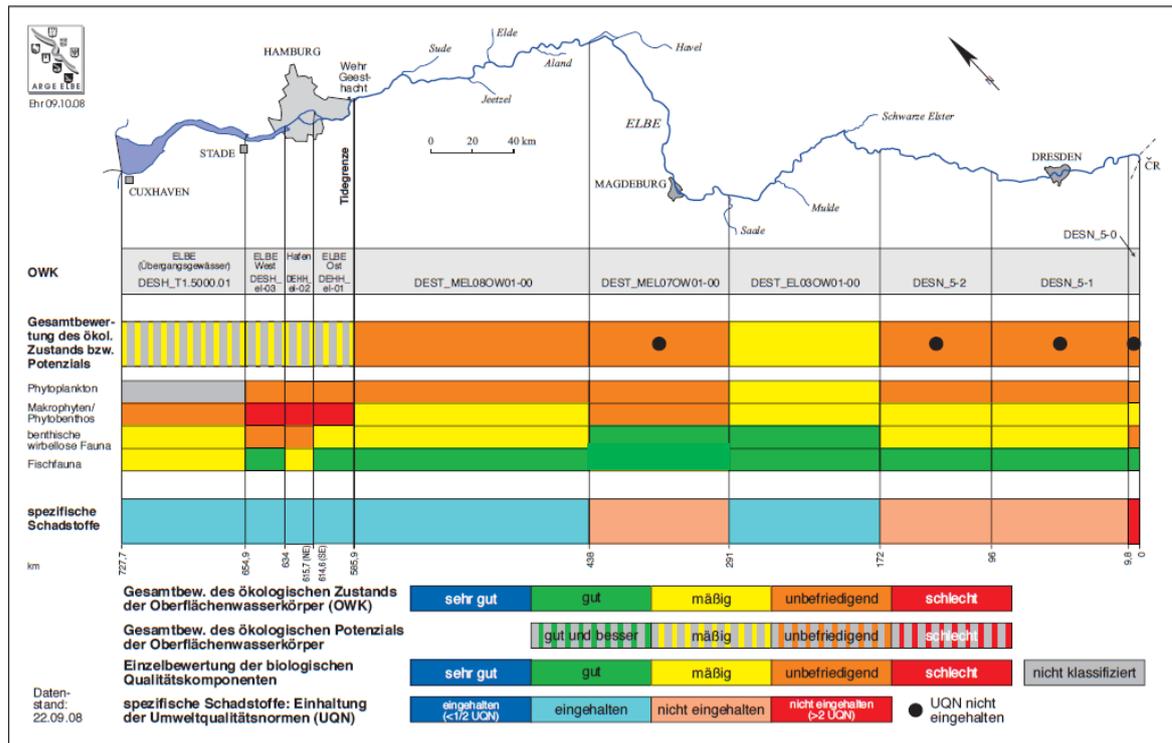


Abb. 7: Bewertung des ökologischen Zustandes/Potentials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe im Elbestrom nach EG-WRRL

Als Ergebnis der im Jahr 2007 durchgeführten „Überblicksweisen Überwachung“ (Datenstand 22.09.2008) führt die Gesamtbewertung der OWKs im Bereich des Elbestromes zwischen deutsch/tschechischer Grenze und Wehr Geesthacht zu einem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand (Abb. 7); einzige Ausnahme ist der Abschnitt zwischen Schwarzer Elster und Saalemündung mit einem „mäßigen“ ökologischen Zustand.

Die Teilkomponente Fischfauna spiegelt im Gegensatz zu den anderen biologischen Teilkomponenten für die meisten limnischen OWKs des Elbestromes einen „guten Zustand“ wider. Ob der „mäßige Zustand“ im Übergangsgewässer real existiert oder nur verfahrensbedingte Ursachen hat, wird derzeit untersucht.“ (FGG 2008)

Das Abflussregime der Elbe gehört zum Regen- Schnee-Typ. Ein Teil des Winterniederschlages in den Mittelgebirgen schmilzt erst im Frühjahr ab. Die Schneeschmelze im März und April fällt häufig mit ergiebigen Regenfällen zusammen und führt dann zu ausgeprägten Hochwasserereignissen.

Die ökologische Durchgängigkeit sowohl stromauf als auch stromab eines Fließgewässersystems ist neben einer natürlichen Gewässermorphologie eine wesentliche Voraussetzung für eine standortgerechte Ausbildung der Fischbiozönose. Sind diese Bedingungen gestört, zum Beispiel durch Querbauwerke oder durch Abschnitte mit gravierenden Sauerstoffdefiziten, verliert das Gewässer einen Teil seiner ökologischen Funktion im Naturhaushalt. Die Durchgängigkeit wirkt sich infolgedessen

mittelbar auf die Erreichung des guten ökologischen Zustands aus. Die Qualitätskomponenten Fische und Rundmäuler sind außerdem geeignet, um in der Öffentlichkeit eine breite Akzeptanz und Unterstützung für das Bewirtschaftungsziel des guten ökologischen Zustands zu erreichen.

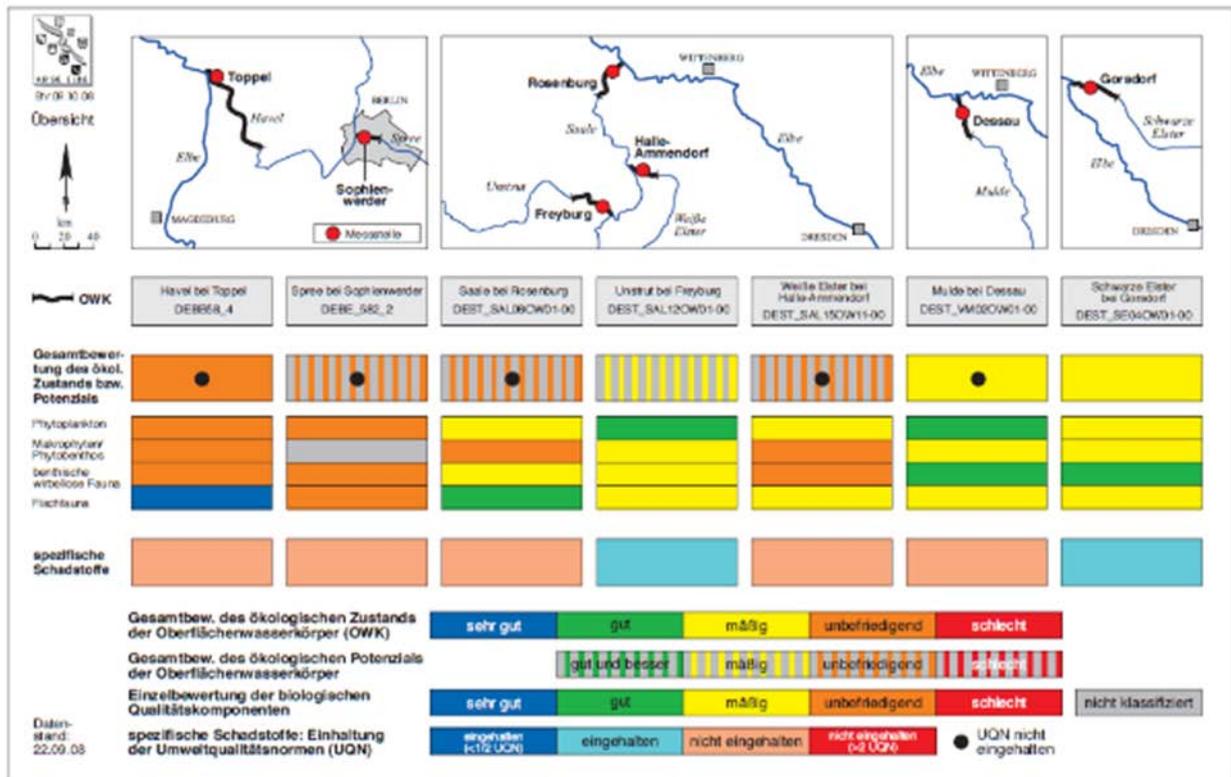


Abb. 8: Bewertung des ökologischen Zustands/Potentials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe der Hauptzuflüsse des Elbestroms (nach FGG Elbe 2008)

Historisches Vorkommen

Die Elbe stellte bis zum Ende des 19. Jahrhunderts das Flusseinzugsgebiet mit dem größten Störbestand in Deutschland dar. Hier war der Europäische Stör bis vor rund einhundert Jahren eine Hauptzielart der kommerziellen Fischerei (Blankenburg 1910, Mohr 1952, Gessner et al. 2010). Das Aufkommen an Stören in der Fischerei lag im Zeitraum von 1840 bis 1880 zwischen 4000 und 8000 adulten Tieren, nahm aber nach 1889 im Mittel jährlich um 50% ab (s. Abb. 9).

Historische Laichplätze des Europäischen Störs sind für die Abschnitte bei Brunsbüttel, Brokdorf, Kollmar, Köhlbrandt, Lenzen, Tangermünde und Magdeburg belegt. Weitere Laichplätze fanden sich in den größeren Nebengewässern Moldau, Ohre, Saale, Havel, Este, Oste und Stör.

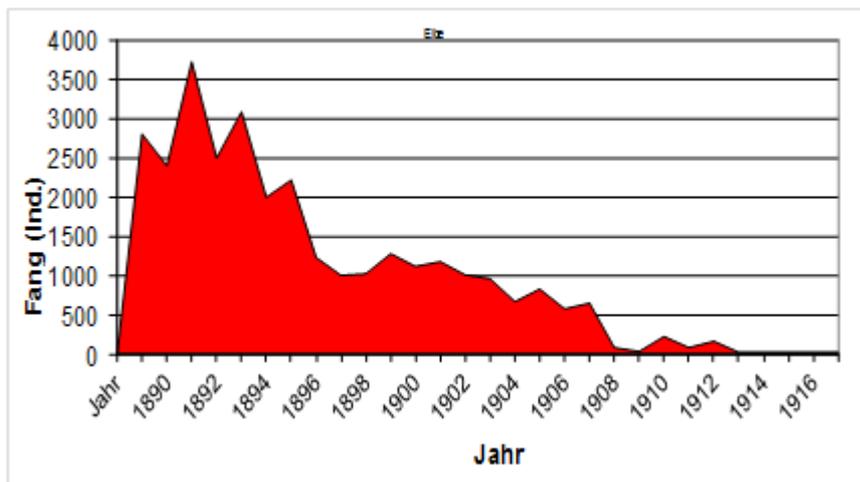


Abb. 9: Entwicklung der Störfischerei in der Unterelbe zwischen 1890 und 1918 (n. Blankenburg 1910)

Gewässerbauliche Veränderungen fanden in der Elbe bereits im 12. Jahrhundert statt. Diese Veränderungen zur Verbesserung der Vorflut und der Landeskultur wurden in Folge des Wiener Kongresses 1815 durch den Ausbau der großen Flüsse zu Schifffahrtsrouten massiv beschleunigt. Diese Maßnahmen resultierten in tief greifenden Strukturveränderungen (Abb. 10), die die Lebensräume der Fische nachhaltig beeinträchtigten (Schiemenz 1967). Neben den morphologischen und hydrologischen Veränderungen setzte Mitte des 19. Jh. durch die zunehmende Industrialisierung lokal auch eine starke Zunahme der Gewässerbelastung durch organische Abwässer von Gerbereien, Zuckerfabriken und Papiermühlen sowie Abfallstoffe der zunehmenden metallurgischen und chemischen Industrie ein. Die Abfolge der Einflüsse und ihrer Konsequenzen sind bei Bauch (1958) als die 5 Phasen des Niedergangs der Flussfischerei beschrieben.

Durchgängigkeit

Die Durchgängigkeit kann über bestimmte Zielarten, den so genannten störungsempfindlichen Arten, beschrieben werden. Zu den hier definierten Zielarten gehören anadrome, im Süßwasser laichende Wanderarten wie der Lachs oder die Neunaugen, aber auch katadrome, im Meer laichende Wanderarten wie der Aal. Diese im Zuge ihrer Lebenszyklen langen Distanzen zurücklegenden Spezies werden als „überregional bedeutsame Zielarten“ definiert. Weitere, als „regional bedeutsame Zielarten“ klassifizierte Arten, sind potamodrome Vertreter, die innerhalb eines Flusssystemes mehr oder weniger ausgedehnte Wanderungen unternehmen. Hierzu zählen z. B. Barbe, Nase, Rapfen und Quappe.

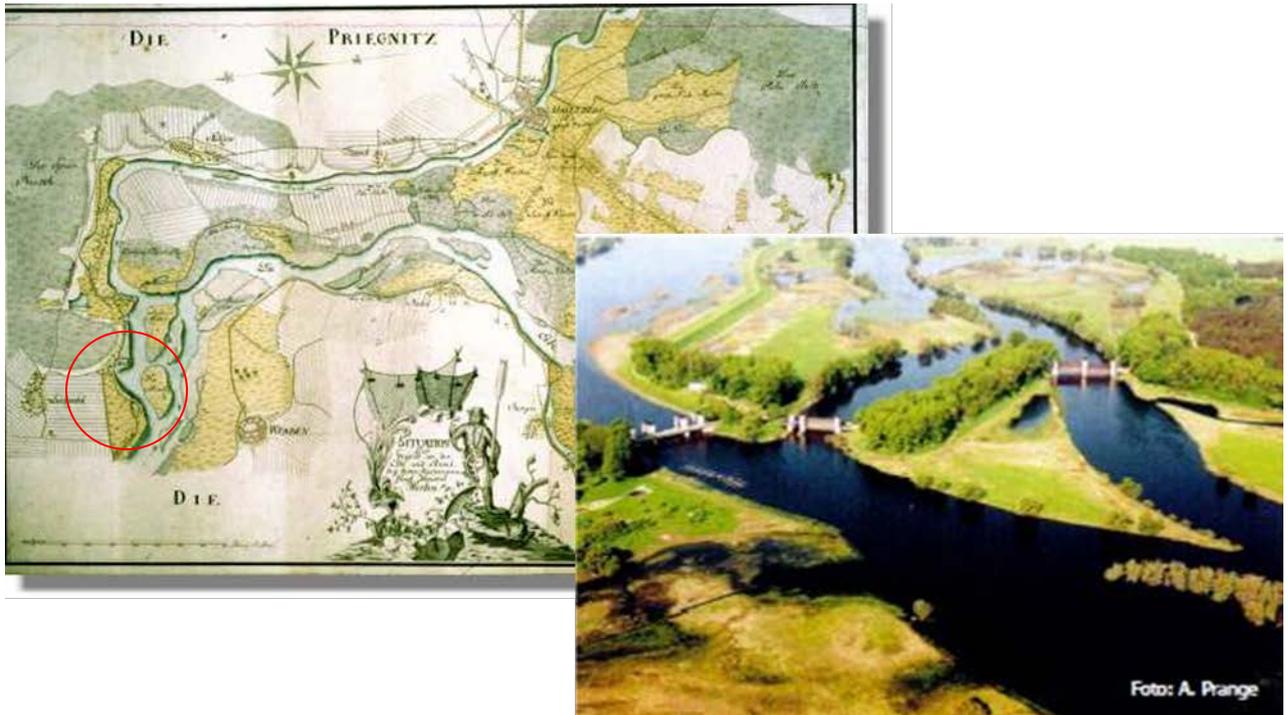


Abb. 10: Historische Situation der Flussgestaltung und der Regulierung im Bereich der Havelmündung in die Elbe bei Quitzöbel um 1850 (Schmettausches Kartenwerk 1747) und heute (Bild: A. Prange)

Als „überregionale Vorranggewässer“ wurden Gewässer gewählt, die verschiedene Bundesländer queren und aus ökologischer Sicht vor allem für überregionale Zielarten als Wanderkorridore zwischen ihren verschiedenen Lebensräumen bzw. Habitaten von hoher Bedeutung sind. Zusätzlich wurden auch Gewässer benannt, die keine Landesgrenzen überschreiten, aber im Elbeeinzugsbereich spezifische ökologische Funktionen für die typische Fischfauna im Bereich der FGG Elbe übernehmen. Vor diesem Hintergrund wurden neben der Elbe eine ganze Reihe von Nebenflüssen als Vorranggewässer benannt, wobei einige, wie Havel, Mulde, Saale, Schwarze Elster, Spree und Unstrut, neben ökologischen Aspekten auch wegen ihrer Größe die „Überregionalität“ im eigentlichen Sinne repräsentieren. Die aktuelle Situation hinsichtlich der Durchgängigkeit für Fische in den Vorranggewässern ist in einer Übersichtskarte grafisch dargestellt (Abb. 11). In ihr sind auch die relevanten Bundeswasserstraßen mit den nach Expertenmeinung nicht durchgängigen Querbauwerken aufgenommen. Die hier als „nicht“ oder „nur sehr eingeschränkt passierbar“ dargestellten Wanderhindernisse sind ausschließlich solche, die als signifikante Belastung im Sinne der Durchgängigkeit der Gewässer eingeschätzt wurden“ (FGG Elbe 2008).

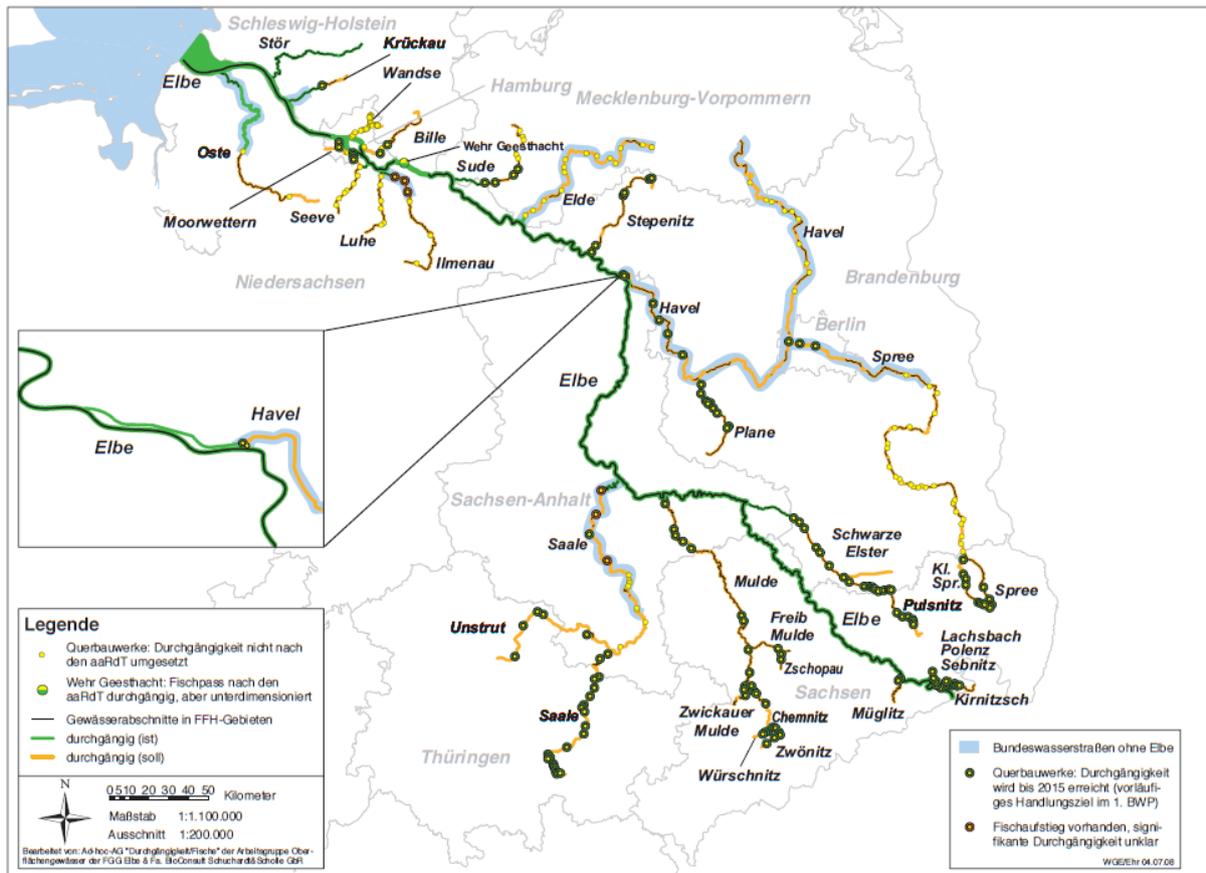


Abb. 11: Querbauwerke und deren aktuelle und geplante Durchgängigkeit im Elbeeinzugsgebiet (n. FGG Elbe 2008)

Die Elbe weist von der Mündung bis zur Staustufe Geesthacht keine Querverbauungen auf. In Geesthacht befindet sich ein nicht frei passierbares Stromwehr. Am südlichen Ufer ist eine 216 m lange und 11 m breite Fischaufstiegsanlage (Umgehungsgerinne) vorhanden, jedoch für Laichstöre unterdimensioniert. Ein wesentlich größer dimensionierter Beckenpass am Nordufer, der auch für den Stör ausgelegt wurde, ist seit dem 23. September 2010 in Betrieb. Das neue Bauwerk ist ca. 500 m lang und besteht aus 45 Becken. Die Funktionsfähigkeit der Anlage wurde in einem Modellversuch an der Universität Karlsruhe bereits getestet. Momentan wird die Funktion der Anlage anhand von Probefängen überprüft. Damit wäre die Elbe seit neuestem wieder bis zu den historischen Stör-laichgebieten bei Magdeburg als für Störe durchgängig zu betrachten. Für die zahlreichen Nebenflüsse der Elbe wie z. B. die Havel, Saale, Mulde und Schwarze Elster ist dies leider infolge zahlreicher, nicht passierbarer Wehranlagen nicht der Fall, so dass hier zur Sicherung der Durchwanderbarkeit für den Stör noch großer Handlungsbedarf besteht, der aber in den Länderplanungen bereits erfasst wurde (Scholle et al. 2008).

Die erste Staustufe der Elbe oberhalb Geesthachts befindet sich erst ca. 620 km stromauf der deutsch-tschechischen Grenze bei Strekov. Derzeit ist ein neues Wehr bei Dečín geplant, dass die

maximale Wanderstrecke auf die deutsche Elbe beschränken würde. Fischaufstiegsanlagen sind an den tschechischen Elbstauen nicht vorhanden oder nicht ausreichend dimensioniert und ihre Funktion ist vielfach nicht gewährleistet.

Um eine nachhaltige Entwicklung der Qualitätskomponente Fischfauna insgesamt zu erreichen, werden zukünftig zwangsläufig ergänzende Maßnahmen in den Einzugsgebieten erforderlich werden. Hierzu gehören neben der Herstellung der Durchgängigkeit in den Nebengewässern vor allem auch die Entwicklung entsprechender Laich- und Aufwuchshabitate für die Wanderfische. Hierfür sind vor allem Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit und der Abflussverhältnisse erforderlich (Abb. 12). Bei der Maßnahmenplanung für den ersten Bewirtschaftungszeitraum wird die Priorität auf solche Gewässer gelegt, in denen die Rahmenbedingungen bereits heute weitgehend geeignet sind, um die notwendigen ökologischen Funktionen für die Zielarten zu erfüllen.

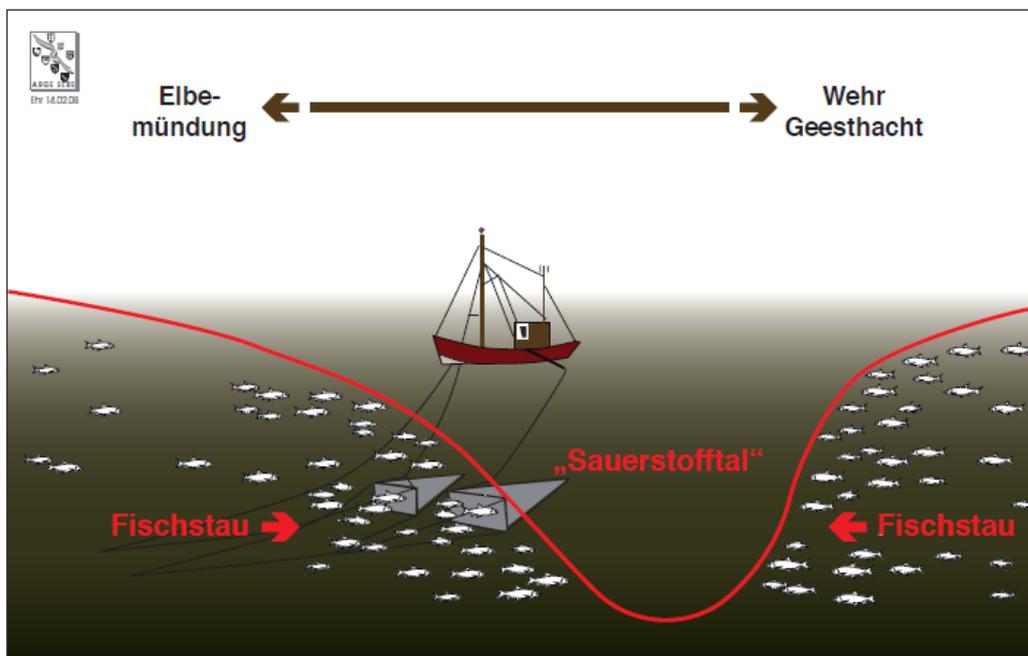


Abb. 12: Barrierewirkung des Sauerstoffminimums im Bereich der Unterelbe auf die Fischwanderung (nach FGG Elbe 2008)

Aktuell werden bei der WSD Ost wie auch bei den Ländern Sachsen-Anhalt und Brandenburg die Planungen für die Dimensionierung der Querbauwerke in den Elbnebgewässern beendet. Insbesondere für die Planung zu den Wehranlagen in der Havelmündung, Saale und Mulde ist eine besondere Bedeutung für den Stör zu beobachten, da hier geeignete Gewässerabschnitte und historische Laichgebiete im Einzugsgebiet liegen. Insbesondere die zuständigen Behörden in Sachsen-Anhalt zeigen ein großes Engagement in Bezug auf die Verbesserung der Funktionalität der Elbaue für die Zönose. Anbindungen von Nebengewässern und Deichrückverlegungen als Mittel zur Förderung der

funktionalen Aue sind hier in den letzten Jahren im Austausch mit der WSD Ost umgesetzt worden (Abb. 13). Auch ging von den Maßnahmen in Sachsen-Anhalt ein entscheidender Druck auf die Genehmigungsbehörden aus, die für die Planung von der Anlage Nord in Geesthacht zuständig waren, die Dimensionierung der Anlage nicht infrage zu stellen.



Abb. 13: Anbindung von Nebengewässern an der mittleren Elbe (Bild K.H Jährling)

Wasserqualität

Die Wasserqualität der Elbe hat sich nach der deutschen Wiedervereinigung infolge der Durchsetzung höherer Umweltstandards in Ostdeutschland, aber vor allem auch infolge des Zusammenbruchs der ostdeutschen Industrie deutlich verbessert. Seit dem EU-Beitritt Tschechiens hat sich durch die sukzessive Umsetzung der strengeren europäischen Vorschriften auch die Abwasserfracht aus Tschechien deutlich reduziert.

Dennoch gilt die Elbe in den meisten Flussabschnitten nach den Kriterien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) noch als kritisch belastet (Abb. 14). Schwermetalle und Toxine werden nach wie vor in teilweise bedenklichen Konzentrationen gemessen, wobei die Rücklösung bzw. Freisetzung aus dem Flusssediment und aus verseuchten Böden und Nebengewässern im Einzugsgebiet eine teilweise bedeutende Rolle spielt. Insbesondere nach starken Hochwässern wie im Jahr 2002 sind diese Einflüsse erheblich.

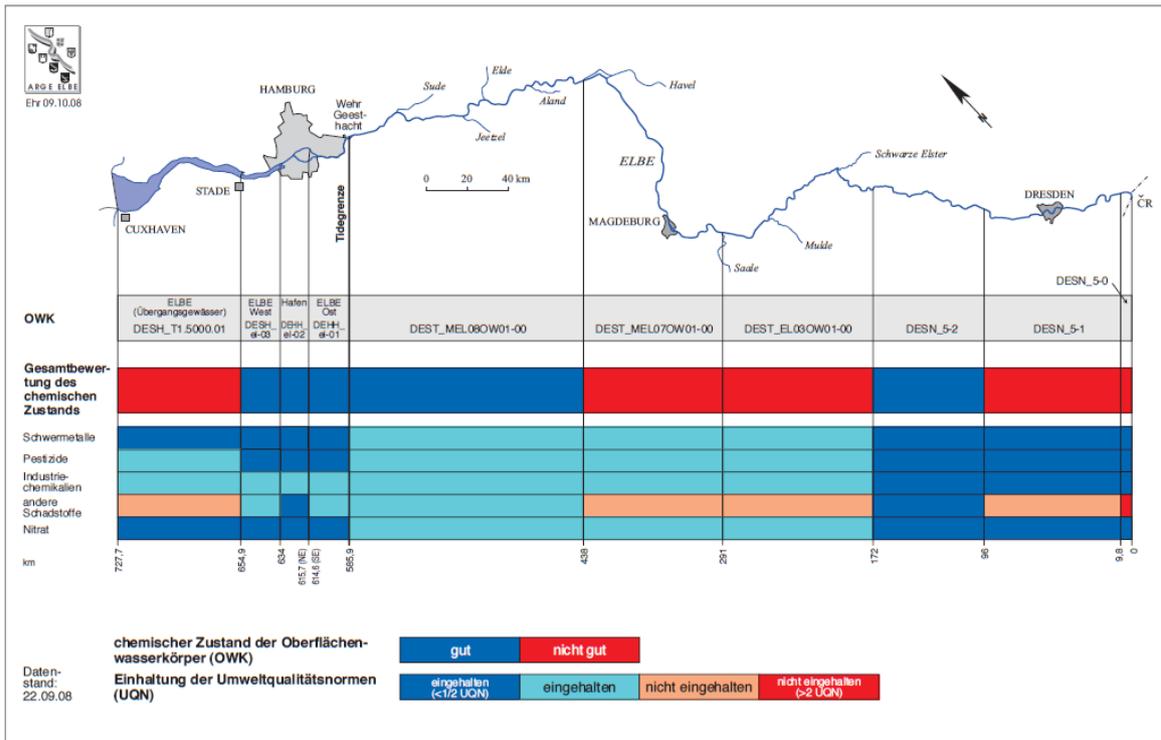


Abb. 14: Bewertung des chemischen Zustandes der Elbe nach IKSE 2007

Neben den direkt toxischen Schadstoffen spielen auch Belastungen mit organischen Frachten und Pflanzennährstoffen eine große Rolle. Diese Stoffe stammen überwiegend aus der Landwirtschaft und kommunalen, schlecht geklärten Abwässern und führen zu einer Verstopfung des Kieslückensystems am Gewässergrund durch totes organisches Material und Aufwuchsalgen (Roeske & Kloep 2002). Besonders betroffen sind davon Eier und frühe Lebensstadien, die während der sensitiven ersten Lebensphasen auf die Nutzung eines funktionalen Kieslückensystems angewiesen sind. Zeitweilig können zudem infolge der durch die Nährstoffe ausgelösten hohen Produktion Sauerstoffmangel und hohe pH-Werte auftreten, die die Fischfauna beeinträchtigen.

Trotz dieser defizitären Situation hat sich die Fischfauna der Elbe deutlich erholt und ist inzwischen wieder als artenreich zu bezeichnen. Selbst empfindliche Arten wie der jüngst wieder angesiedelte Lachs kommen vor und reproduzieren sich erfolgreich in Nebengewässern der Elbe. Inwiefern die Wasserqualität der Elbe zum gegenwärtigen Zeitpunkt für eine erfolgreiche Wiedereinbürgerung des Störs geeignet ist, kann nicht mit Sicherheit abgeschätzt werden, da die entsprechenden Anforderungen der Art weitgehend unbekannt sind. Auch vergleichbare Informationen über die Anforderungen verwandter Störarten sind wenig detailliert, weisen aber starke gebietsspezifische Unterschiede auf, die als Adaptation an lokale Umweltbedingungen interpretiert werden (Guilbard et al. 2007, Kerr et al. 2010).

Während die Eignung für Jungfische unstrittig ist, wie Ergebnisse erster telemetrischer Untersuchungen zur Habitatnutzung zeigen (Gessner *et al.* 2010), ist die Eignung der Elbe für die Eiinkubation und Embryogenese noch nicht zweifelsfrei zu verifizieren. Für diese sind Sauerstoffgehalte von > 6 ppm im Kiesbett, pH-Werte zwischen 6,5 – 8,0, elektrische Leitfähigkeiten von < 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Chloridgehalte < 30 ppm (für die Eiinkubation) erforderlich (Chebanov & Galich 2010). Die vorliegenden Daten (z. B. Längsschnittbereisung 2000) zeigen, dass einige für verwandte Störarten bekannte Anforderungen an die Wasserqualität z.T. lokal erheblich überschritten werden. So werden unterhalb der Saalemündung Chloridgehalte von über 200 ppm und elektrische Leitfähigkeitswerte von über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen, während die pH-Werte zwischen 8,6 und 9,3 schwanken.

Auch wenn die Daten für die Grenzwerte nicht in klassischen Expositionsexperimenten erhoben wurden, sondern Ableitungen aus Optimalbedingungen darstellen, sollten Inkubationsversuche mit Elbwasser realisiert werden, um zu ermitteln, ob die Wasserqualität der Elbe für die Störe geeignet ist. So ließe sich klären, ob derzeit für eine erfolgreiche Reproduktion der Störe noch Risiken bestehen, die infolge von Datendefiziten nicht sicher eingeschätzt werden können.

Artenvielfalt

Nach LAWA (2009) wurden in der Elbe bei den Bestandserhebungen über 300 wirbellose Tierarten nachgewiesen, davon 13 Arten der "Roten Liste". „Der Elbabschnitt Schmilka-Dresden ist mit 84 Arten der artenreichste Bereich der Elbe überhaupt. Im Bereich des Elbsandsteingebirges wird die Lebensgemeinschaft dabei von den zahlreichen z.T. nur wenig belasteten Mittelgebirgsbächen beeinflusst. Unterhalb von Dresden nimmt die Artenzahl ab, da zum einen der positive Einfluss der Zuflüsse des Elbsandsteingebirges nachlässt, zum anderen die Gewässerbelastung aus dem Großraum Dresden zunimmt. Unterhalb Magdeburgs kommt es zu einer Umstrukturierung der Lebensgemeinschaft (starke Abnahme der Strudelwürmer, Egel und Insekten, Zunahme der Wasserassel (*Asellus aquaticus*) und des Gefleckten Flohkrebse (*Gammarus tigrinus*)). Die geringste Artenzahl in der Elbe ist zwischen Hamburg und Cuxhaven zu finden. In diesem Bereich stark schwankender Salzkonzentrationen (Nordseeinfluss) können nur noch wenige besonders angepasste Organismen siedeln“.

Die günstigen gewässermorphologischen Verhältnisse in der Elbe spiegeln sich auch in der Fischfauna wieder. Eine 1995 von der Wassergütestelle Elbe erarbeitete Dokumentation ergab, dass „79 Arten die Elbe besiedeln, davon 37 limnische, 11 euryhaline und 31 marine, von der Nordsee her einwandernde Arten (WGE 1995). In diesem Kontext ist eine Verschiebung im Artenspektrum zu verzeichnen, da etliche autochtone Arten ausgestorben oder verschollen sind (Stör, Elbelachs, Schneider, Maifisch). Insgesamt spiegelt die vorgefundene Fauna den gegenwärtigen Belastungsgrad der

Elbe wieder. Das seit 1990 zunehmende Auftreten einiger Großmuscheln, Köcher- und Eintagsfliegenarten zeigt, dass sich die Elbe am Anfang einer faunistischen Regenerationsphase befindet. Die noch vorhandene Naturnähe der Elbe bietet nun nach Verbesserung der Wasserqualität gute Voraussetzungen für eine Wiederansiedlung von Pflanzen- und Tiergruppen.“

Habitat-eignung

Die Habitat-eignung der Elbe für den Europäischen Stör wird trotz erheblicher anthropogener Überformung positiv eingeschätzt. Laich- und Bruthabitate sind nach den Recherchen in der Gewässerstrukturdatenbank der BfG in der Elbe an mehreren Standorten vorhanden. Großflächige grobkiesige Substrate mit geringer Feinsandkolmation konnten bei Magdeburg und auf der Fließstrecke Torgau – Wittenberg nachgewiesen werden (Abb. 15). Die auch in diesen Abschnitten vorkommenden Geschiebe – Transportkörper können prinzipiell die Grobkies- und Geröllbänke als Laichhabitate für den Stör entwerfen, jedoch weisen die verfügbaren Messdaten der BfG darauf hin, dass sich das Geschiebe nicht auf der gesamten Sohlbreite bewegt. Detaillierte und gezielte Untersuchungen zur Habitat-eignung von potenziellen Laichplätzen bei Fluss – km 175, 190, 200, 217,7 und 326,6 sind erforderlich.

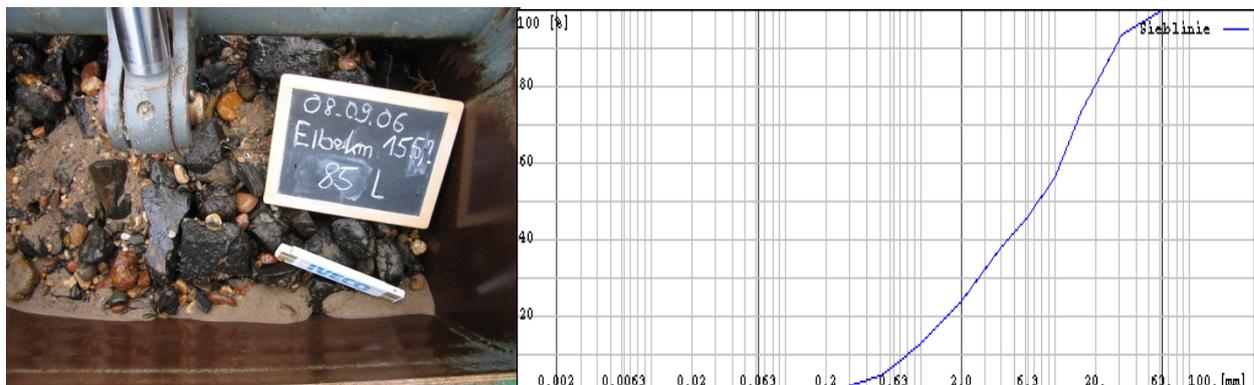


Abb. 15: Substratkörnung und Sieblinie einer Probe aus der Mittel-Elbe rkm 155,2 (zur Verfügung gestellt von der BfG)

Unterhalb Magdeburgs sind kleinräumig zwar Kiesbänke bei Tangermünde (rkm 360) und Havelberg (rkm 400) und im Raum Lenzen (rkm 480) beschrieben (Scholle *et al.* 2007). Diese Daten sind aber aus den BfG Datenbanken nicht zu verifizieren. Die Nutzung der stromauf gelegenen Habitate setzt zudem weiträumige Aufstiegswanderungen voraus. Ob die aus Frankreich stammenden Tiere, die in der Garonne und der Dordogne maximal 200 km bis zum Erreichen der ersten Wehre wandern können, dieses begrenzte Wanderspektrum auch in der Elbe zeigen werden, muss bis auf weiteres offen bleiben. Es wird durch die Auswahl der Besatzorte aber versucht, eine Prägung auf die stromauf

gelegenen Habitats zu erreichen, um die Aufstiegswanderung bei der Suche nach geeigneten Laichhabitaten zu unterstützen.

Zukünftig sind Untersuchungen zur Habitateignung aufgrund der Defizite bei der Verfügbarkeit der Sohlsubstratdaten dringend geboten. Diese Arbeiten sollten auch die Strecke im Bereich unterhalb des Wehrs Geesthacht einbeziehen, da dort historisch geeignete Habitats vorkamen und aufgrund der Strömungsverhältnisse auch aktuell vermutet werden.

Strömungsgeschwindigkeit, Abflussverteilung, Gewässertiefe, Wassertemperatur und Schifffahrtsbelastung des Flusses liegen in dem für Störe tolerierbaren Bereich und scheinen, wenn auch nicht optimal, in der Elbe wenig problematisch zu sein. Etwas schwieriger ist die Situation bei der Nahrungsverfügbarkeit für Jungstöre. Störe brauchen in dieser Lebensphase ein reichliches Angebot an Makrozoobenthos (Tubificiden, Chironomiden, Gamariden, Oligochaeten). Dies ist wiederum an ein entsprechendes Nährstoffangebot und Bodensubstrat gebunden. Während die Nährstoffversorgung des Gewässers reich ist, gibt es bei der Substratqualität erhebliche Defizite. Vor allem der starke Geschiebetrieb verhindert auf großen Flächen die Entwicklung von Benthosorganismen. Festliegende Schlamm- und Feinsandbänke sind infolge der Strömungsverhältnisse und der starken Einengung der Strömungsrinne vor allem in der mittleren Elbe sehr selten. Auch die für natürliche Flussauen typischen und für die Produktivität der Gewässer, wie auch für ihr Selbstreinigungspotenzial wichtigen angebundenen Nebengewässer und Überschwemmungsflächen mit ihrer außerordentlichen Nährtierproduktivität, fehlen der Elbe seit den Korrekturen weitgehend (Schiemanz 1967). Bezüglich der Wiederanbindung solcher Flächen besteht seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter (WSA) aufgrund der, als Folge der Maßnahmen prognostizierten Verschlechterung der Bedingungen für die Schifffahrt, ein hinhaltender Widerstand. Die als Begründung angeführten Wasserspiegelabsenkungen bewegen sich dabei im Bereich von 1-2cm und waren bei ersten Maßnahmen nicht nachweisbar (K.H. Jährling, pers. Komm.).

Trotz dieses Defizits gibt es auch in der Elbe vor allem im Bereich der Bühnenfelder noch Nahrungshabitats, um die jedoch verschiedene benthivore Fischarten konkurrieren. Habitatverbesserungen wie Rückdeichungen (jüngst in Lenzen realisiert) und Altarmanschlüsse sowie gezielt veränderte Bühnenprofile können die aktuelle Situation punktuell verbessern, hier ist aber noch Handlungsbedarf festzustellen. Bei der derzeitigen Situation ist anzunehmen, dass die juvenilen Störe relativ schnell in das nahrungsreichere Ästuar abwandern. In der Unterelbe gibt es ein größeres Angebot an geeignetem Makrozoobenthos (Luchs und Fiedler 2008, Scholle *et al.* 2005, Henning und Veckenstedt 2007, Krieg 1999, Schuchhard *et al.* 2002). Hier bestehen jedoch wiederum spezifische Gefährdungen (s. Abb. 12) durch sommerliche Sauerstoffdefizite (Hamburg Hafen und Mühlenber-

ger Loch), deren Einfluss auf die Störwanderungen im Rahmen des o.g. E&E Vorhabens des BfN untersucht wird.

Perspektive (laufende Planung)

Die Elbe ist aufgrund der dargestellten Verhältnisse und im Vergleich zu anderen deutschen Flüssen nach dem Stand der noch relativ fragmentarischen Kenntnisse für die Wiederansiedlung des Europäischen Störs als prinzipiell geeignet einzuschätzen. Für konkrete Schritte zur systematischen Etablierung einer Population sind jedoch noch umfangreiche konkrete Untersuchungen erforderlich. Dies bezieht sich zunächst auf die weitere Erforschung der Milieu – und Habitatanforderungen der Art. Vor allem die Frage der Verträglichkeit der hohen Chloridfracht unterhalb der Saalemündung und der organischen Belastung ist zu klären.

Ein Schwerpunkt laufender Forschung ist die Untersuchung der Eignung und des ggf. möglichen Renaturierungspotentials potenzieller Laich- und Bruthabitate für den Stör. Hier wird gegenwärtig mit Spezialisten der BfG und des IGB an der Entwicklung eines Habitatmodells gearbeitet. Ziel ist es, die Beziehung zwischen Umweltbedingungen und Habitatansprüchen von Arten abzubilden. Auf Grundlage einfach zu erfassender biotischer und abiotischer Schlüsselfaktoren erlauben die Modelle, die Habitatqualität von Biotopen für ausgewählte Arten zu quantifizieren und deren Vorkommen vorherzusagen. Darüber hinaus tragen diese Habitatmodelle zur Analyse der Umweltfaktoren bei, welche die Verteilung der Arten beeinflussen und unterstützen so die Identifikation optimaler Habitate. Im Umkehrschluss lassen sich über die Modellierung auch die Parameter identifizieren, die kritisch für das Auftreten oder die Persistenz bestimmter Habitattypen oder Zustände sind. Damit dient sie auch dazu, Voraussetzungen für die Schaffung solcher kritischen Habitate zu generieren.

Für die Eignung der Untere Elbe als Störhabitat sind der bislang nicht vollständig geklärte Einfluss der Elbvertiefung und die damit verbundenen massiven Unterhaltungsbaggerungen sowie die Verklappung von Baggergut kritische Einflussfaktoren. Die Elbvertiefung und die damit verbundene Einengung der Fahrwinne können bei Schiffen mit hoher Abladung zu einer erheblichen Verstärkung des Problems von „Kollisionen“ – hier vornehmlich Kontakt mit der Schiffsschraube durch starke Sogwirkung - der Tiere mit diesen Schiffen führen. Die Auswirkungen der Vertiefung auf die Habitatstruktur und die Lebensgemeinschaft werden bislang zudem nicht in ausreichendem Maß verstanden. Zunehmende Tidenströmung wird durch erhöhte Sedimentumlagerung die Besiedelung des Substrats mit Benthosorganismen reduzieren, Unterhaltungsbaggerungen werden insbesondere langlebige und sessile Arten massiv beeinträchtigen und zunehmender Salzwassereinstrom wird den verfügbaren Lebensraum für die frühen, nicht hyperosmotisch angepassten Jugendstadien des Störs weiter verringern. Zudem gibt es für die Effekte der Verklappung von Baggergut umfang-

reiche Untersuchungen aus dem St. Lawrence River, die den Verlust an nutzbaren Habitaten für Störe (*A. oxyrinchus*) in den Verklappungsgebieten belegen (Nellis *et al.* 2007).

Ein weiterer kritisch zu bewertender Einflussfaktor im Bereich der Unterelbe ist die Planung von 6-7 zusätzlichen Steinkohlekraftwerken in der Region Stade und Brockdorf. Hierbei ist neben der Temperaturbelastung des Elbwassers insbesondere die Entnahme von etwa 60m³ Kühlwasser pro Kraftwerk pro Sekunde aus dem Fluss als extrem kritisch zu betrachten. Der Schutz der Fischfauna wäre bei dieser Entnahmemenge nicht zu gewährleisten. Für die Finte (*Alosa fallax*) wird mit der Dezimierung des Jungfischaufkommens bis zum Erlöschen der Population gerechnet (R. Thiel, pers. Komm.). Aufgrund der im Rahmen von Gutachten (Möller *et al.* 1997) beobachtenden Häufung von exotischen Störfunden in den Rechenanlagen der KKW's in Brokdorf und Brunsbüttel muss hier von einem erheblichen Schadenspotential solcher Anlagen auch für die heimischen Störe ausgegangen werden.

Aus den genannten Gründen sind bei künftigen Eingriffen in den Wanderkorridoren und den Nahrungsrefugien die Bedürfnisse der Fischartengemeinschaft und hier insbesondere der FFH Arten Finte und Stör stärker zu berücksichtigen. Grundsätzlich ist aber auch in der Unterelbe von einer, wenn auch eingeschränkten, Habitateignung auszugehen.

5.2 Oste

Kurzbeschreibung

Die Oste, ein linkselbischer Niederungsfluss der im Raum Tostedt entspringt, mündet nach etwa 153 km zwischen Stade und Cuxhaven in die Unterelbe (Abb. 16). Die Oste entwässert ein 1711 km² großes Areal. Sie wird von der Quelle bis Zeven als Salmonidengewässer und von Zeven bis Osten als Cyprinidengewässer klassifiziert (FGG Elbe 2010). Der Fluss ist, trotz des mündungsnahen Sperrwerkes, von der Mündung bis Bremervörde frei durchwanderbar. Das Wehr in Bremervörde wurde bereits im 19. Jahrhundert (NLWKN 2009) gebaut, aber 1950 erneuert und in der heutigen Form fertig gestellt. Über diese Strecke ist die Oste tidengeprägt. Von Bremervörde bis Sittensen ist die Durchwanderbarkeit lediglich von Sohlgleiten eingeschränkt, in Sittensen wird die Wanderung durch ein Stauwehr der alten Mühle unterbrochen. Hier ist derzeit ein Umgehungsgerinne in Planung.

Die Untere Oste wurde Ende des 19. Jahrhunderts ausgebaut, um den Schiffsverkehr insbesondere für die Ziegeleien bei Schwarzenhütten aber auch die Anbindung des Handels in Bremervörde zu verbessern. Bis 2009 war die Untere Oste Bundeswasserstrasse und wurde dann an das Land Niedersachsen übereignet, was die Perspektive für eine Verbesserung der Habitatqualität des Gewässers deutlich erhöht.

Im gesamten Unterlauf wird die Oste von zwei Deichen begleitet. Diese verlaufen an den Prallufem unmittelbar in Ufernähe, während sie sich entlang der gegenüberliegenden Seite mitunter weit (bis zu 0,8 km) vom Ufer entfernen, jedoch über weite Strecken eng am Ufer entlang laufen, so dass hier nur regional ausgedehnte Vorländer existieren. Nebengewässer (Gräben und Kanäle) der Unteren Oste sind über Siele an den Fluss angebunden, so dass eine Durchwanderung nur bedingt möglich ist. Zwei ehemalige Kieskuhlen mit angrenzenden Feuchtgebieten sind, abhängig vom Wasserstand, direkt an den Fluss angeschlossen.



Abb. 16: Lage der Oste; das Wehr Bremervörde ist durch einen gelben Punkt markiert

Historisches Vorkommen

Die Oste wies bis zu Beginn des 20. Jh. eine ertragreiche Störfischerei auf. Im ausgehenden 19. Jh. wurden jährlich bis zu 100 adulte Tiere auf der Oste zwischen der Mündung und Klint gefangen (Abb. 17). Einzelne Nachweise von Stören erstrecken sich in der Oste bis Bremervörde und in Ausnahmefällen bis nach Sittensen (Seedorf 2006). Die Hauptlaichplätze des Störs lagen im Bereich Oberndorf bis Klint. Hier wurden zwischen 1880 und 1898 auch laichreife Fische gefangen, die für kontrollierte Vermehrung genutzt wurden (Gessner *et al.* 2011). Die Oste gilt als der Fluss in Deutschland, in dem die letzte natürliche Vermehrung des Europäischen Störs erfolgte, was durch Fänge von Jungfischen 1962-1964 belegt wurde (Wehrmann *et al.* 2006). Der letzte Oste-Stör wurde 1986 gefangen (Anon 1986).

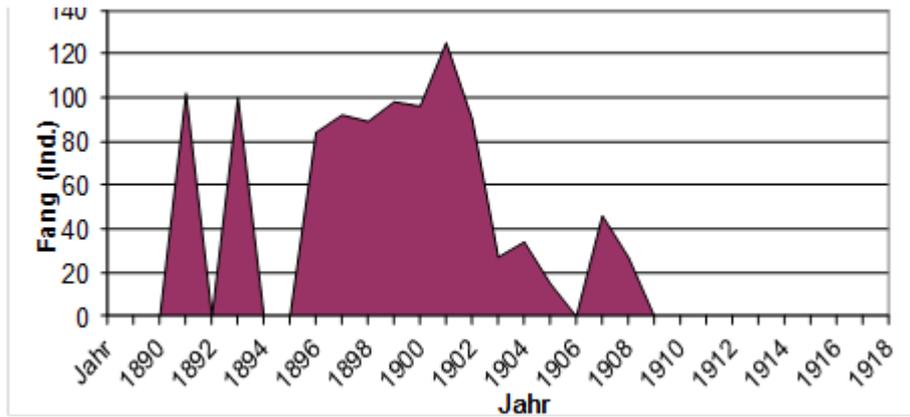


Abb. 17: Störfänge im Ostegebiet zwischen 1890 und 1918; Datenlücken weisen auf fehlende Fangdaten hin (n. Blankenburg 1910 und Quantz 1903)

Durchgängigkeit

Die Oste ist für Störe nur noch bis zum Wehr Bremervörde passierbar. Die Fischaufstiegsanlage in Bremervörde (Abb. 18) ist für Salmoniden passierbar, aber für andere Fischarten offenbar nicht. Eine Fischwanderhilfe am Wehr Bremervörde, die zumindest temporär vom Stör zu nutzen sein soll, ist derzeit in Planung. Für den Stör stellt das Wehr Bremervörde damit ein unüberwindliches Hindernis dar. Inwieweit vor dem Bau des Wehres Laichplätze oberhalb des Gezeitenbereichs im Oberwasser des heutigen Wehres lagen, ist nicht dokumentiert. Einzelne Nachweise von Fängen weisen aber auf eine Nutzung durch Störe zumindest der ersten 15 km Oberstrom hin.



Abb. 18: Wehranlage Bremervörde ohne Aufstiegsanlage

Wasserqualität

Das Wasser der Oste gilt als „mäßig belastet“ (Stufe II nach LAWA, betamesosaprob). Zahlreiche Zuflüsse sind jedoch auch der Stufe „kritisch belastet“ (Stufe III nach LAWA, alphamesosaprob) zugeordnet. Der Fischbestand des Gewässers lässt nicht auf fischtoxische oder permanent anoxische Verhältnisse schließen. Die Chloridgehalte liegen an den meisten Probestellen unter 100 ppm, was als mäßig bis gering belastet anzusehen ist. Die Belastung mit Pflanzennährstoffen ist als mäßig einzuschätzen.

Habitateignung

Die Eignung der Oste als Fortpflanzungshabitat für Störe ist bislang nicht im Detail untersucht worden. Die Strukturqualitätserhebung des NLWKN (R. Gros, pers. Komm.) ist für eine solche Beurteilung nicht geeignet. Angaben zur Lokalisierung von historischen Laichhabitaten sind aufgrund der Fänge von reifen Stören vorhanden. Infolge der Regulierung und Eindeichung sind die Dynamik und damit die aktuelle Qualität der historischen Laichhabitate aber fraglich. Insbesondere die fehlende Erosion und Deposition von grobkörnigem Substrat und damit die Restrukturierung von Kiesbänken scheint unter den gegebenen Bedingungen ein erhebliches Defizit darzustellen. Auch der hohe Anteil an Schwebstoffen im Tidengebiet kann sich auf eine potentielle Eignung von Substraten negativ auswirken. Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf. Die Nutzung der mittleren Oste zwischen Zeven und Bremervörde für Jungfische nach dem Schlupf (entweder nach passivem Tidentransport oder bei lokalem Ablachen) bleibt zu verifizieren. Erste Hinweise deuten auf einen stark ausgeprägten Sedimenteintrag aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen (Erosion) und, aus dem modifizierten Flussquerschnitt resultierend, ausgeprägte Geschiebetransportkörper hin, die auch die Verfügbarkeit von Laichsubstrat für Großsalmoniden stark einschränken. Eine Erfassung und Konzeption von Gegenmaßnahmen wird aktuell durch eine Verifizierung des Gewässerentwicklungsplans im Rahmen eines Kooperationsvorhabens mit der GRS realisiert. Im Rahmen der den Besatz begleitenden Untersuchungen wurden in der mittleren und unteren Oste heterogene Habitatstrukturen ermittelt, die eine gute Eignung für juvenile Tiere aufwiesen.

Perspektive (laufende Planung)

Die Oste ist aufgrund der vorläufigen Ergebnisse im Rahmen des E&E Vorhabens „Vorbereitende Maßnahmen zur Wiedereinbürgerung des Europäischen Störes *Acipenser sturio* L. im Nordseeinzugsgebiet“ Az.Z 1.3-892 11-4/09 als für Jungstöre geeignet einzuschätzen. Trotz eventuell hinreichender Wasserqualität ist wenig über geeignete Laichhabitate bekannt. Das o.g. Vorhaben des LSFV soll helfen, die Lücken in den Erkenntnissen zu schließen.

Positiv hervorzuheben ist, dass es lokal starke und aktive Unterstützung sowohl der lokalen Bevölkerung, der Gewässernutzer, als auch der angrenzenden Landkreise für die Wiedereinbürgerung und den Schutz des vom Aussterben bedrohten Störs gibt. Mittelfristig könnte sich nach Verbesserung der Habitatqualität eine Perspektive für die Oste als Störgewässer ergeben.

5.3 Stör

Kurzcharakteristik

„Die Stör ist der größte Nebenfluss der Elbe in Schleswig-Holstein. Sie durchfließt das südwestliche Schleswig-Holstein von Neumünster in Richtung Westen und findet ihren Weg nördlich der Münsterdorfer Geestinsel in das Urstromtal der Elbe. Sie durchfließt dabei zwei charakteristische Landschaftsteile Holsteins, die Geest und die Marsch. Beginnend am Rande der Ortschaft Willingrade südöstlich von Neumünster, fließt sie in südwestlicher Richtung. Mit ihren Zuflüssen entwässert sie die Sandergebiete des Raumes Bornhöved-Rickling-Nortorf-Aukrug-Kaltenkirchen. Das Gebiet der Flussmarsch beginnt ab Kellinghusen. Sie mündet nach einer Fließstrecke von 84 km bei Wewelsfleth, 4 km unterhalb Glückstadts, in die Elbe. Ihr Einzugsgebiet (s. Abb. 19) umfasst 1771 km², von denen 73 % auf landwirtschaftlich, 13 % auf forstwirtschaftlich und 14 % auf bebaute und anderweitig genutzte Flächen entfallen.“ (Hagge et al. 2003).

Der Fluss wurde Anfang des 20. Jahrhunderts oberhalb von Kellinghusen begradigt. Der Zufluss aus den Nebenflüssen Hörner Au, Mühlenbarbeker Au, Rantzau und Breitenburger Kanal wird durch Siele, die Entwässerung der angrenzenden Wettern sowie die Mündungen der größeren Zuflüsse Bekau, Wilster Au und Kremper Au durch Schöpfwerke, Siele bzw. Schleusen geregelt (Abb. 19). An der Durchbruchstelle zwischen der Itzehoer Geest und der Münsterdorfer Geestinsel schlägt die Stör weite Mäander. Ab Itzehoe fließt der Fluss durch die Elbmarschen. Obwohl die Stör ihre Mäanderschleifen behalten hat, wurde sie im Zeitraum 1875-1905 reguliert.

Der Tideeinfluss, der nur bei Sturmflut durch das Sperrwerk unterbrochen wird, reicht über den flussaufwärts über Itzehoe bis Kellinghusen. Der Tidenhub liegt zwischen 2,75 m am Sperrwerk und 1,5 m bei Kellinghusen (LLUR 2004, IBP 2010).



Abb. 19: Einzugsgebiet der Stör mit den historisch durch den Stör genutzten Nebenflüssen und bedeutende Querbauwerke (Kartenvorlage: © W. Glamann 2000)

Im gesamten Unterlauf wird die Stör von Deichen begleitet. Diese verlaufen jeweils an der Pralluferseite unmittelbar am Ufer, während sie sich entlang der Gleitufer mitunter weit (bis zu 0,5 km) vom Ufer entfernen, so dass hier jeweils ausgedehnte Vorländer existieren.



Der Gewässerrand (Abb. 20) „wird von überwiegend schmalen Röhrichten gesäumt, die sich je nach Uferstruktur bis unter die mittlere Tidehochwasserlinie erstrecken. Die Gewässerbreite beträgt bei Be- kmünde 70 m, bei Hodorf werden gut 100 m Breite erreicht. Flussabwärts verbreitert sich die Stör und erreicht oberhalb von Wewelsfleth etwa 150 m, beim Sperrwerk über 200 m. Die Gewässertiefe beträgt zwischen 5,6 m bei Itzehoe und 8,0 m in Höhe Fähre Beidenfleth“ (Haage et al. 2003).

Seit 1975 sichert ein Sperrwerk an der Störmündung das Hinterland vor Überschwemmungen durch Sturmfluten. Mit dem Sperrwerksbau erfolgte eine geringfügige Verlegung des Mündungslaufes nach Norden und der Bau eines rund 3 km langen neuen Elbdeiches.

„Die Gewässerränder und Uferböschungen sind im Unterlauf der Stör auf ganzer Fläche mit Steinen bzw. Blöcken, aus Naturstein (Granit), Beton, seltener Bauschutt und Ziegel, befestigt. Die mit Steinschüttungen verbauten Ufer werden gemäß Kartieranleitung als regelprofilierte Ufer bezeichnet. Das Gesteinsmaterial ist locker gefügt, kann frei liegen oder ist je nach Alter und/oder Strömungssituation (Prall-/Gleitufer) unterschiedlich stark ver- bzw. überschlickt und bewachsen (verfal-

lendes Regelprofil). Stellenweise rutschen die Steine tiefer ins Gewässer hinein, so dass diese dann die ansonsten unbefestigte sandig-schlickige Gewässersohle bedecken. Die Gewässersohle selbst ist aufgrund der hohen Wassertrübung, verursacht durch hohe Schwebstoffkonzentrationen im Tidenverlauf, nicht einsehbar.

Bei ablaufendem Wasser werden die Uferrandbereiche in Form von Längsbänken sichtbar. Je nach Lage und Uferneigung weisen diese unterschiedliche Breite und unterschiedliches Substrat auf. Die bei Ebbe frei werdenden schlickgeprägten Längsbänke (Flusswatt) nehmen, bedingt durch die zunehmende Gewässerbreite und die verstärkte Anlandung in Bühnenfeldern zur Mündung hin, zu. Außer diesen Längsbänken sowie kleineren Spülsäumen (Schilfansammlungen) in Ufernähe weist der Unterlauf der Stör keine weiteren besonderen Lauf-, Sohlen- oder Uferstrukturen auf“ (LLUR 2004).

Die Fließgeschwindigkeiten der Marschengewässer schwanken naturgemäß in Abhängigkeit vom Tidegeschehen erheblich. Maximale Flut- und Ebbestromgeschwindigkeiten liegen für die Stör nahe der Mündung bei bis zu 1,0 m/s an der Gewässeroberfläche. Als maximale Fließgeschwindigkeiten an der Sohle werden hier 0,75 m/s erreicht. Tidebedingt herrscht eine mäßige Strömungsdiversität durch Kehrwasser vor.

Historisches Vorkommen

Die Stör war im ausgehenden 19. Jahrhundert ein bedeutender Fangplatz der Störfischerei. Die Hauptfangplätze lagen im Unterlauf bei Beidenfleth, die bis zu etwa 100 -150 Fische pro Saison erbrachten (Abb. 21). Noch im Jahre 1922 wurden in der Stör über dreißig Störe gefangen, von denen der schwerste mehr als 100 kg wog. Auch im Jahr 1929 gingen Beidenflether Störfischern noch drei Störe ins Netz. Ein Störfang im Juli 1929 wird in den „Monatsberichten für die Deutsche Seefischerei“ (1929) erwähnt. Für das Jahr 1930 werden hier für den Monat Juli drei Störfänge von 25 bis 32,5 kg in der Stör angegeben.

In seinem Buch „Die Stör – der Stör“ führt Becker (2002) als letzten bekannten Fang im Störgebiet den Stör des Hodorfer Fischers Richter im Jahr 1932 auf. Nach aktuellen Informationen (U.-J- Lützen, pers. Komm.) geht der letzte bestätigte Fang auf das Jahr 1944 zurück, als ein Stör in der Schleuse Wilster Au geschossen (!) wurde.

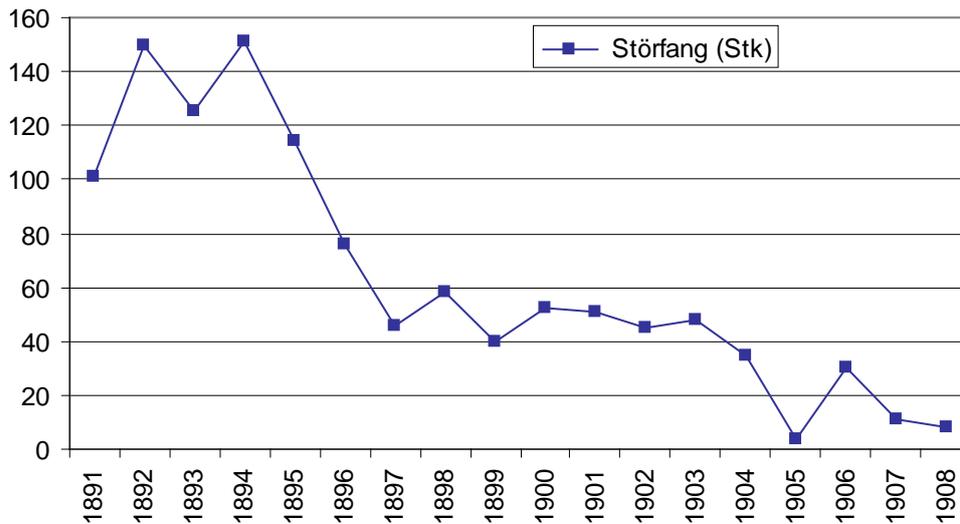


Abb. 21: Störfänge (in Stück) in der Stör zwischen 1891 und 1907 (Blankenburg, 1910)

Der Stör wanderte von der Stör aus in die Wilster Au ein und zog in der Stör bis etwa Kellinghusen aufwärts, um zu laichen. Die Laichgründe in der Stör sind weitgehend unbekannt. Aufgrund der Geologie dürften die Hauptlaichgebiete im Bereich des Geestdurchbruchs bei Itzehoe und stromab davon gelegen haben.

Mit Ausnahme des Stör-Sperrwerkes, das 1975 kurz vor der Mündung errichtet wurde, ist die Stör nicht mit Querbauwerken verbaut. Das Stör-Sperrwerk wird nur bei Sturmflutgefahr geschlossen und wirkt demzufolge nur in Ausnahmefällen als Wanderbarriere für Fische. Die Nebengewässer der Tidestör sind mit Wehren oder Schöpfwerken verbaut und nicht durchgängig.

Wasserqualität

Über die Wasserqualität der Stör berichtet Conze (1925): „Anfang der 1890er Jahre war die Stör noch ein Strom mit klarem, schönem Wasser, welches allen Fischarten eine willkommene Heimstätte bot. Heute zeigt sich hier ein Bild ärgster Verwüstung, ein Schandfleck für unsere so hoch gepriesene Kultur. Nicht ein fischreicher Fluss durchheilt die wundervolle Landschaft, deren Landwirtschaft, in höchster Blüte stehend, auch auf ihn angewiesen ist. Nein, ein Schmutzstrom wälzt sich durch ein von ihm vergiftetes Tal, alles Lebende vernichtend, die Wiesen mit Milzbranderreger verseuchend. Die Fabriken Neumünsters, Gerbereien und Tuchfabriken, haben dieses Zerstörungswerk vollbracht, unterstützt aus Kellinghusen und Itzehoe-Sude.“ Doch auch erste Widerstände gegen die Vergewaltigung des Flusses blieben unbeachtet. „Alle Bemühungen des Zentral-Fischerei-Vereins für Schleswig-Holstein, die fortschreitende Verunreinigung des Störflusses zu verhindern, sind ungehört bei den Behörden verhallt.“ Dieses Bild deckt sich mit der Einschätzung von Heykink (1914), der die Stör

als das „Non plus ultra“ einer Flussverunreinigung durch Industrieabwässer bezeichnet hat. Bis in die siebziger Jahre des vorigen Jahrhunderts hat diese Entwicklung angehalten. So fasst die Bundesanstalt für Gewässerkunde (1979) zusammen: „Die Bundeswasserstraße Stör wird mit organischen und Pflanzennährstoffen versorgt, so dass die Wasserqualität bis unterhalb Itzehoe als chemisch stark und biologisch mäßig verunreinigt eingestuft werden muss, ab Heiligenstedten wurde eine mäßige bis starke Belastung vorgefunden, wobei ein Einfluss von Elbwasser im nahen Mündungsgebiet unverkennbar ist. Entscheidende Veränderungen gegenüber einer Untersuchung im Jahre 1968 sind nicht eingetreten.“

Heute ist die Wasserqualität der Stör zumindest als befriedigend anzusehen. So konnten bei Probenfängen im Jahr 2003 (Arge Elbe 2003) im Rahmen der Untersuchungen zur Umsetzung der WRRL dreißig Fischarten festgestellt werden; darunter sehr anspruchsvolle Arten wie Lachs und Meerforelle. Die Sauerstoffgehalte lagen zum Untersuchungszeitpunkt nahe der Sättigung. Auch die pH-Werte lagen mit Werten zwischen 7,7 und 8,7 im akzeptablen Bereich. Die Chloridkonzentrationen lagen mit Werten zwischen 46 und 123 mg/l im Bereich guter bis mäßiger Wasserqualität. Die Konzentrationen der Pflanzennährstoffe deuten auf eutrophe Verhältnisse hin, so werden 0,2 – 0,6 mg/l Gesamtphosphor ermittelt.

Habitateignung

Die Stör ist auf der gesamten Länge eingedeicht und im Oberlauf begradigt. Da die Stör bis nach Rensing (Stör-km 35) Bundeswasserstraße ist, wurden die Flussbiegungen im Prallhangbereich mit groben Steinschüttungen befestigt, um das Abtragen der Ufer durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag und durch die starke Strömung zu verhindern. Eine Ausuferung, Laufverlagerung und Erosion sind praktisch ausgeschlossen, Strömungs- und Tiefendiversität sind sehr eingeschränkt. Geeignete Laich- und Bruthabitate für den Stör sind im Unterlauf nicht oder nur punktuell zu erwarten. Da die Stör unterhalb Itzehoe als Binnenwasserstraße der Klasse III klassifiziert ist und durch die Großschifffahrt genutzt wird, bestehen zusätzliche Gefährdungen von Laichstören durch Schraubenverletzungen bei Niedrigwasser sowie für die frühen Lebensstadien durch Sunk und Schwall.

Nach Untersuchungen des LLUR (2004) ist die Nahrungsbasis auf Grundlage der Gesamtabundanz der Benthosorganismen im Sublitoral im Oktober 2002 mit zwischen ca. 6.200 Ind./m² und ca. 35.700 Ind./m² ausreichend. Die Artenzusammensetzung wird durch Oligochaeten mit unterschiedlichen Häufigkeiten dominiert. Chironomidenlarven traten in sehr geringen Bestandsdichten von ca. 18-185 Ind./m² auf. Nematoden wurden nur an einer Station mit ca. 170 Ind./m² angetroffen. Ebenso traten Gastropoden (Schnecken) und Bivalvia (Muscheln) nur selten (ca. 170 Ind./m² bzw. ca. 20 Ind./m²) auf. Die Wirbellosenfauna der Sedimente im Sublitoral weist somit ein deutlich einge-

schränktes Faunenspektrum (Taxa- und Artenzahl) auf. Sowohl bei den Abundanzen als auch in Bezug auf die Dominanzverhältnisse ist die Oligochaetenfauna ein prägendes Element für die Stör.

Perspektive (laufende Planung)

Aufgrund der guten Durchgängigkeit, Nahrungsverfügbarkeit und ganzjährig befriedigenden Wasserqualität (ganzjährig gute Sauerstoffversorgung) besitzt die Stör Potenzial als Störhabitat. Negativ wirken sich die massive Verbauung und der damit verstärkte Tidenstrom und die mangelnde Tiefen- und vor allem Strömungs- und Substratdiversität aus. Im Jahr 2009 hat man in Arpsdorf begonnen, die Korrektur der Mittleren Stör durch aufwendige Renaturierungsmaßnahmen partiell rückgängig zu machen. Aktuell reicht die Planung für die Renaturierung bis in das Gebiet Kellinghusen (Grenze Tidegebiet). Hier wird für die Perspektive bedeutsam sein, in wieweit Lebensraumsprüche des Störs in die Planung eingehen können. Ein weiterer wichtiger Punkt ist die zukünftige Ausgestaltung der Stör zwischen Kellinghusen und Itzehoe. Der Bereich ist aufgrund der neuen Eisenbahnbrücke bei Itzehoe nicht mehr durch Frachtschiffe zu erreichen und weist bereits eine erhebliche Diversität und Strukturvielfalt auf. In Zukunft wäre dieser Abschnitt ein vielversprechendes Areal für weitere Renaturierungsmaßnahmen.

Positiv hervorzuheben ist, dass es an der Stör örtliche Initiativen und öffentliche Unterstützung für die Wiederansiedlung des Störs gibt.

5.4 Eider

Kurzcharakteristik

Die Eider hat eine Gesamtlänge von 188km und ein Einzugsgebiet von 3300 km². Der mittlere Abfluss der Eider beträgt 6,5 m³/s. Von Rendsburg bis zur Mündung (111 km) ist die Eider Bundeswasserstrasse.

Die Eider entspringt zwei Quellteichen, dem See am Forsthaus Mannhagen südlich Schönhagen und im Heickenteich bei Overdorfer Redder. Beide Quellstöme treffen sich unterhalb Klein Buchwald zur *Drögen Eider*. Von Bordesholm fließt sie Richtung Norden nach Flintbek, Molfsee und dann in den Schulensee, der am südwestlichen Stadtrand von Kiel liegt. Nach Durchfließen des Schulensees fließt sie in Richtung Westen in den Westensee und durch ihn nach Norden. Beim Flemhuder See mündet sie in den Nord-Ostsee-Kanal, der bis Rendsburg im Wesentlichen dem alten Flusstal folgt. Das Einzugsgebiet der historischen Obereider, das 1200 km² umfasst, was etwa einem Drittel des Einzugsgebietes entspricht, wurde so von dem Flusslauf abgeschnitten (Abb. 22).

Heute entspringt die Eider in Rendsburg neu, da kein Wasser aus dem Nord-Ostsee-Kanal zurück in

den Fluss gelangt. Danach mäandert die Eider nach Westen. Zwischen Lexfähre und Nordfeld liegt die Binneneider. Bei Nordfeld wurde die Eider im Zuge des Hochwasserschutzes 1937 abgedämmt. Von hier aus reicht der Tidenbereich heute über Friedrichstadt nach Tönning, wo sie in den Purrenstrom mündet - ihr etwa 9 km langer und 2 km breiter Mündungstrichter. Nicht nur in diesem Bereich ihres Unterlaufs ist die Eider ein Tidefluss, der Brackwasser- und Süßwasserwatten aufweist. Am Südwestende des Purrenstroms befindet sich das Eidersperwerk Vollerwiek, das 1970 vollendet wurde. Durch die bei Ebbe und Flut auftretenden gewaltigen Strömungen hat sich das Flussbett der Eider sehr tief in den weichen Marschboden geschnitten, der vorwiegend aus Klei besteht. So findet man vor allem in den scharfen Flusskurven Wassertiefen bis zu 20 m vor. Die größten Nebenflüsse der Eider sind die Treene und die Sorge. Der Unterlauf der Eider ist durch den Gieselau-Kanal mit dem Nord-Ostsee-Kanal verbunden.



Abb. 22: Einzugsgebiet der Eider, bedeutende Querbauwerke rot und historisches Laichgebiet violett markiert

Historisches Vorkommen

Die Eider war eines der bedeutendsten norddeutschen Störgewässer und beherbergte den letzten regelmäßig aufsteigenden Störbestand Deutschlands. Historische Jahresfänge von 200 – 300 Stück gibt Steinert (1951) an. So wird berichtet, dass die Störe in der Eider ihre Laichplätze zwischen Nordfeld und Lexfähre aufsuchten und massenhaft dezimetergroße Jungstöre in der Eider gefangen wurden. Nach der Abdämmung der Eider durch die Schleuse bei Nordfeld (1934 - 1936) ist der Aufstieg der Laichstöre bis in die 1960er Jahre zum Erliegen gekommen (Abb. 23).

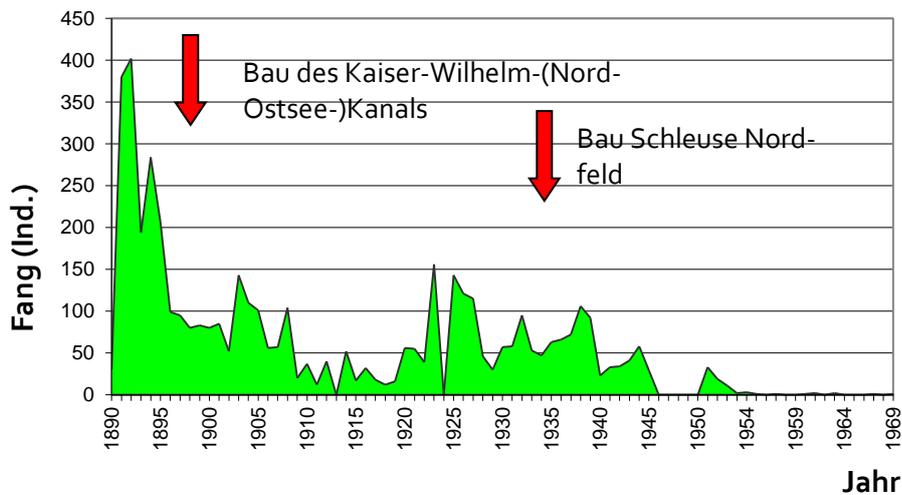


Abb. 23: Fang von adulten Stören und bedeutende Baumaßnahmen im Eidergebiet (n. Gessner *et al.* 2011)

Durchgängigkeit

Das Eider – Treene – Flusssystem wurde seit dem 16. Jahrhundert stark verändert. Heute entwässert die Obereider ausschließlich in den Nord-Ostsee-Kanal und wurde künstlich verlegt. Teile des Flusses gingen in diesem Schifffahrtskanal auf. Im Zuge der Umsetzung der WRRL wurden bei der Bestandsermittlung 197 signifikante Querbauwerke im Eider – Treene - System festgestellt. Das unterste ist das Eidersperrwerk im Mündungsbereich (erbaut 1967 – 1973), das bei Normalwasserständen für Fische durchgängig ist. Das nächste Sperrwerk ist die 1934 – 1936 errichtete Schleuse bei Nordfeld, die für aufsteigende Laichstöre wie auch für andere Fischarten unpassierbar ist und als der eigentliche Grund für den Zusammenbruch des Störbestandes in der Eider gelten muss (Gessner *et al.* 2011).

Wasserqualität

Die Wasserqualität der Eider befindet sich nach WRRL (LLUR 2009) in gutem chemischen Zustand. Nur einige Zuflüsse wurden schlechter bewertet. Am Messpunkt Schleuse Nordfeld wurden Grenzwertüberschreitungen von PCBs (z. B. Dichloranilin) festgestellt. Diffuse Nährstoffeinträge sind erheblich und stammen zum Großteil aus der Landwirtschaft.

Habitat eignung

„Im Zuge der allgemeinen Landschaftsveränderung durch den Menschen in den vergangenen Jahrhunderten sind auch auf den höher gelegenen Geestflächen die Fließgewässer und der Charakter ihrer Einzugsgebiete stark verändert worden. Insbesondere wegen ihrer entwässernden Funktion wurden sie in Schleswig-Holstein in einem sehr hohen Maße begradigt, befestigt und vertieft, um die landwirtschaftliche Nutzung zunächst überhaupt zu ermöglichen und nach und nach weiter zu optimieren. Dies trifft in besonderem Maße auf den größten Fluss des Landes, die Eider zu. Der Fluss ist vollständig staureguliert, wobei bis zur Schleuse Nordfeld noch ein Gezeiteneinfluss festzustellen ist. Die oberhalb liegende Binneneider ist de facto ein Standgewässer mit mächtigen Schlammablagerungen im Sohlbereich“ (Fock und Rickleffs 1996). Der Fluss ist ausgebaut und verläuft innerhalb eng anliegender Deiche. Die Ufer sind mit Blocksteinschüttungen verbaut, Überschwemmungsflächen fehlen praktisch vollständig.

Nach WRRL wird die Eider als „biologisch verarmt“ bewertet. Ein Rückbau der Begradigung und Umgestaltung der Wasserkörper ist aufgrund der intensiven, überwiegend landwirtschaftlichen Nutzungen nur teilweise möglich. Die Eider ist laut WRRL in der Flussgebietseinheit Eider nicht als Vorranggewässer eingestuft, eine Renaturierung bzw. die Herstellung der Durchgängigkeit der Schleuse Nordfeld ist bis 2027 nicht vorgesehen.

Perspektive (laufende Planung)

Die Eider besitzt im aktuellen gewässermorphologischen Zustand kein Potenzial für eine Wiedereinbürgerung des Störs. Obwohl der allgemeine chemische Zustand des Gewässers als ausreichend betrachtet werden kann, wären grundlegende und umfassende Gewässerrenaturierungen erforderlich, die die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Schleuse Nordfeld und die Beräumung der Oberstrom gelegenen, verschlickten Gewässerabschnitte als Grundvoraussetzung enthalten müsste.

5.5 Weser

Kurzcharakteristik

„Die Fläche der Flussgebietseinheit Weser liegt komplett innerhalb des Hoheitsgebiets Deutschlands und hier innerhalb des zentralen Bereiches von Nord- und Mitteldeutschland. Die Weser hat ein Einzugsgebiet von 49.000 km² (Abb. 24). Das Abflussgeschehen in der Flussgebietseinheit Weser ist in den meisten Jahren durch Hochwasser im Winter und eine Niedrigwasserperiode von Juni bis Oktober gekennzeichnet. Die Hochwasserphase besteht häufig aus zwei großen Hauptereignissen.

Das Erste liegt üblicherweise im Dezember/Januar, während das Zweite im März/April durch das Schneeschmelzwasser aus den Mittelgebirgen hervorgerufen wird“ (FGG Weser 2009).



Abb. 24: Gewässereinzugsgebiet der Weser und deren fischökologische Bewertung (n. FGG Weser 2009)

Die Nährstoffbelastung des Wesereinzugsgebietes wird von der FGG (2010) wie folgt bewertet: „Der Sauerstoffhaushalt von Werra, Fulda und Weser ist kennzeichnend für nährstoffübersättigte, planktondominierte Fließgewässer. Besonders in den gestauten Bereichen kann es in den Sommermonaten durch die beschleunigten Stoffwechselprozesse immer wieder zu Sauerstoffdefiziten kommen. Die Ammoniumbelastung der Fließgewässer durch kommunale Abwassereinleitungen ist in den letzten Jahren durch die Umsetzung der kommunalen Abwasserrichtlinie deutlich zurückgegangen, Gülle und Kunstdünger aus landwirtschaftlichen Anwendungen können jedoch immer noch zu erhöhten Belastungen führen.“

Die FGG folgert: „Im Einzugsgebiet der Weser wurde das ökologische Gefüge der Fluss- und Auen-systeme im Verlauf der letzten Jahrhunderte und insbesondere der letzten Jahrzehnte durch den Menschen erheblich und nachhaltig verändert. Die Gewässer und ihre Auen sind strukturell verarmt und wurden ihrer natürlichen Lebensgemeinschaften infolge gestörter Standortbedingungen weitgehend beraubt.“

Eine erste Einstufung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer anhand der Fischfauna ist im Bewirtschaftungsplan 2009 für die Flussgebietseinheit Weser dargestellt (Abb. 24). Dabei wird konstatiert, dass die überwiegende Anzahl an Wasserkörpern einen mäßigen oder schlechteren ökologischen Zustand bezüglich der Fischfauna aufweist (FGG Weser 2009).

Historisches Vorkommen

In den Fließgewässern der Flussgebietseinheit Weser inklusive des Bereichs der Unter- und Außen-weser wurden 37 Süßwasserfischarten durch historische Belege als ursprüngliche Fischfauna des Einzugsgebietes identifiziert. Zur Charakterisierung der Fischfauna in der FGE Weser wurde eine „Dokumentation der Fisch- und Rundmaularten“ in der Flussgebietseinheit Weser erstellt (FGE We-ser 2008).

Besonders die Wanderfische benötigen für ihren Lebenszyklus die durchwanderbare Verbindung von den marinen Lebensräumen in die Flüsse und Bäche. Zur Wiederansiedlung der Langdistanz-wanderfische sind schon im Jahre 1996 erste Grundsätze in einer Broschüre (FGE Weser 1996) veröf-fentlicht worden. Für 11 Wanderfischarten gibt es aktuelle Nachweise. Lediglich vom Europäischen Stör sind nur historische Vorkommen bekannt.

Die Weser stellte historisch ein bedeutendes Habitat für Wanderfische dar. Störe sind bis in Fulda und Werra sowie in die Nebengewässer Hunte, Aller und Leine zum Laichen aufgestiegen. Die Stör-fischerei in der Weser zeigte in Folge der Regulierung und Gewässerverschmutzung einen zeitigen Rückgang. Bereits um 1880 waren die Fänge auf ein Niveau von etwa 30 – 50 Störe jährlich abgesun-ken (Abb. 25).

Durchgängigkeit

Das Wesereinzugsgebiet ist mit 212 Querbauwerken verbaut, von denen 104 mit einer Wasserkraft-nutzung gekoppelt sind (FGG Weser 2009). Die Weser hat 8 Querverbauungen von der Mündung stromauf bis Hameln, die mit Fischpässen versehen sind. Eine Untersuchung der Fischpässe hin-sichtlich ihrer Funktionsfähigkeit ergab, dass alle mangelhaft sind. Insbesondere für Laichstöre sind diese Anlagen sämtlich zu klein dimensioniert. Daraus folgt, dass ein Laichaufstieg für Störe nur bis

Bremen-Hemelingen möglich ist. Ebenso wie die Weser sind alle größeren Nebenflüsse für die Wanderung des Störes durch Querbauwerke blockiert.

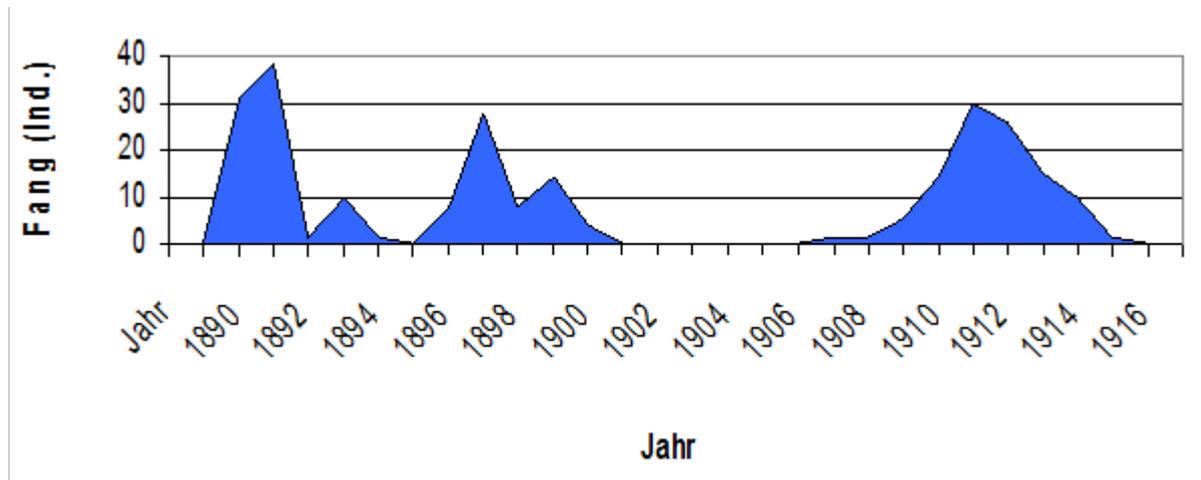


Abb. 25: Jährliche Störfänge aus der Weser von 1890 bis 1918 (nach Blankenburg 1910)

Wasserqualität

Die Weser ist nach Einschätzung der Berichte zur WRRL eines der am meisten mit Nährstoffen belasteten Fließgewässer Deutschlands, starke Wassertrübung und Algen-Massenentwicklungen sind die Folge.

„In 2009 wurde an allen Messstationen im Flussgebiet Weser der Orientierungswert nach EG-WRRL von 0,3 mg/l Ammonium-N meist deutlich unterschritten. Die Umweltqualitätsnorm für Nitrat von 50 mg/l, die aus dem Trinkwasserschutz abgeleitet wurde, ist an keiner Messstation im Flussgebiet der Weser überschritten worden. Im Längsprofil ist aber nach wie vor eine Anreicherung von Nitrat-Stickstoff auf hohem Niveau erkennbar. Dies zeigt die zur Orientierung herangezogene Zielvorgabe nach LAWA von 2,5 mg/l NO₃-N, der an keiner Station eingehalten wurde. Die Darstellung der Gesamtphosphor-Belastung im Längsverlauf zeigt, dass der Orientierungswert von 0,1 mg/l an allen Weser- Messstationen gering bis deutlich überschritten wurde.“

Neben der Nährstoffbelastung wird seit Jahrzehnten salzhaltiges Industrieabwasser aus dem Kali-bergbau in die Werra eingeleitet. Ihren Höhepunkt hatte diese Belastung in den 1970er und 1980er Jahren. Nach der Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten wurde durch ein technisches Sanierungskonzept und die Schließung zweier Werke eine deutliche Reduzierung der Einträge erreicht. Dennoch ist die Salzbelastung der Weser noch erheblich und jenseits des guten chemischen Zustands: in der Tideweser werden regelmäßig 300 mg/l Chlorid, in der Mittelweser sogar bis 500 mg/l gemessen. Insgesamt gilt die Weser nach LAWA-Kriterien als kritisch belastet.

Habitat-eignung

Im Zuge massiver wasserbaulicher Veränderungen (Begradigung, Ausbau) ab Ende des 19. Jh. verschwanden Kiesbetten als Laichsubstrate in zunehmendem Maße und die Sandfracht der ausgebauten Fließgewässerstrecken nahm stark zu (Hartmann 1988), so dass viele frühere Laichgebiete in ihrem heutigen Zustand ihre ursprüngliche Funktion nicht mehr erfüllen können (Gaumert und Kämmerer 1993). Eine Untersuchung hinsichtlich potenzieller Laichgebiete für Wanderfischarten (Schwerpunkt Lachs und Meerforelle) aus dem Jahr 1995 ergab nur minimale Kiesbänke in kleineren Nebengewässern, die aufgrund der Persistenz von Aufstiegsbarrieren nicht zugänglich sind. Potenzielle Laichhabitate für Störe konnten nicht ermittelt werden. Überschwemmungsgebiete wurden durch Uferverbauungen und Abdämmungen im Wesentlichen vernichtet.

Perspektive (laufende Planung)

In den Flussniederungen erfolgt nach wie vor eine Ausweitung der intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen, wird weiterhin in einem hohen Maße Rohstoffgewinnung betrieben, drängen Siedlungen, Gewerbegebiete, Verkehrseinrichtungen, Freizeit- und Erholungsanlagen in die letzten freien Auenbereiche vor. Pläne die vorsehen, den Ausbau der Oberweser für eine erweiterte Schifffahrt voranzutreiben oder den Bereich der Mittelweser für größere als derzeit mögliche Schiffstypen auszubauen, stellen eine direkte Gefahr für das Flusssystem dar.

In der Weser und ihrem Einzugsgebiet liegen derzeit noch keine Bedingungen für eine erfolgversprechende Wiedereinbürgerung von Stören vor. Als Voraussetzung wäre zunächst die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Hauptflüsse für Laichstöre sowie die Verbesserung bzw. Schaffung der potenziellen Laichhabitate und der chemischen Wasserqualität zu realisieren.

5.6 Ems

Kurzcharakteristik

Die Ems hat ein Einzugsgebiet von 17.800 km² bei einer Länge von 371 km. Sie überwindet auf dem Weg von der Quelle bis zum Meer einen Höhenunterschied von 154 m (Abb. 26).



Sie gehört mit ihren Nebengewässern, dem Ems-Dollart-Ästuar, den Küstengewässern und auch dem Grundwasser zur internationalen Flussgebietseinheit (FGE) Ems. Hier leben ca. 3,3 Millionen Menschen, 15% davon in den Niederlanden. Die größten Städte im Gebiet sind Münster, Osnabrück und das niederländische Groningen.

„Die Ems als Hauptstrom wird im Oberlauf den Fließgewässertypen „sandgeprägter Tieflandbach“ (3,3 km) und „kleines Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern“ (22 km) zugeordnet. Im weiteren Verlauf bis zum Wehr Herbrum entspricht sie dem Typ „sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss“ (240 km). Von hier bis kurz oberhalb der Stadt Leer ist sie dem Typ „Fluss der Marschen“ zugeordnet (28 km). Hier wechselt die Ems in die Kategorie Übergangsgewässer. Die „Außenems“ einschließlich des Dollarts gehört bis zu einer gedachten Linie Eemshaven – Pilsum ebenfalls zum Übergangsgewässer. Nördlich dieser Linie ist das Gewässer als Küstengewässer eingestuft. Bei den großen Nebengewässern Werse, Große Aa und Hase ist der „sand- und lehmgeprägte Tieflandfluss“ der dominierende Gewässertyp.“(FGE Ems 2009). Die Ems und ihre wichtigsten Nebenflüsse sind morphologisch erheblich verändert. Die Ems ist im Unterlauf zu Gunsten der Schifffahrt mit Wehranlagen und Schleusen ausgebaut worden. Ferner wurden ihre Überschwemmungsgebiete meist eingedeicht und damit stark verkleinert. Auch die überregional bedeutenden Nebenflüsse wurden zu Gunsten der Wasserkraft, zum Schutz von Siedlungsgebieten, als Verkehrswege oder zur landwirtschaftlichen Nutzung (z. B. Melioration) ausgebaut und werden regelmäßig unterhalten. Zu Gunsten dieser Nutzungen wurden z. B. die Lauflängen verkürzt, die Ufer verbaut, Stauanlagen errichtet, Wasser in Kanäle ausgeleitet und Hochwasserschutzbauwerke, wie z. B. Deiche, angelegt. Zusätzlich wurden umfangreiche Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt. Bei einer Vielzahl der Fließgewässer haben die Folgen des Ausbaus und der Unterhaltungsarbeiten zu einer erheblichen Veränderung der Strukturen geführt. Neben den bereits oben beschriebenen Veränderungen der

Ems und dem Bau der Kanäle zu Gunsten der Schifffahrt sind hydromorphologische Belastungen anzusprechen, die mit der Schifffahrt im Zusammenhang stehen.

Historisches Vorkommen

Die Ems hat historisch betrachtet für den Störfang eine den Flüssen Eider, Oste und Stör vergleichbare Bedeutung gehabt. Die fischereilichen Erträge (Abb. 27) lagen vor 1895 bei jährlich 150-200 Individuen.

In der Ems zogen Störe vor dem Bau des Wehres bei Lingen stromauf bis Rheine, die Stever bis Senden und in die Lippe bis Lünen (Landois *et al.* 1892). Bis Ende der 1960er Jahre erfolgten in der Ems noch vereinzelte Fänge.

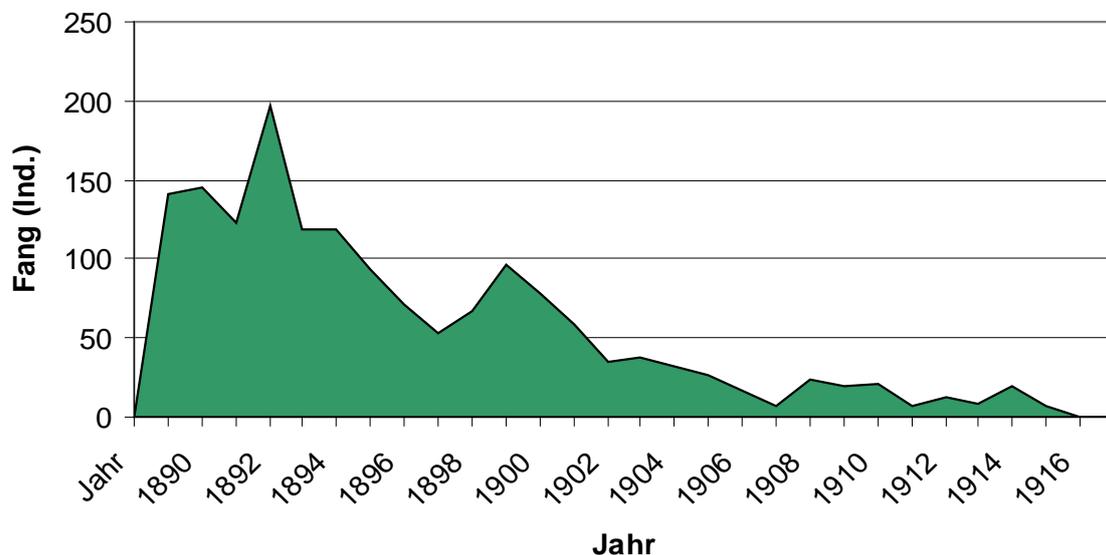


Abb. 27: Störfänge pro Jahr aus der Ems von 1890 bis 1918 (nach Blankenburg 1910)

Durchgängigkeit

In der gesamten FGE Ems ist der größte Anteil der Gewässer durch nutzungsbedingte Abflussregulierungen überprägt. Bauwerke mit dem Ziel einer Abflussregulierung sind vor allem Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken, Querbauwerke (Wehre und Sohlbauwerke) und Flusskraftwerke. Wasserüber- und -umleitungen erfolgen zwischen verschiedenen Teileinzugsgebieten bzw. zwischen Flüssen und Schifffahrtskanälen. Sie dienen der landwirtschaftlichen Be- und Entwässerung, der Schifffahrt, der Hochwasserregulierung, der Wasserkraftnutzung sowie dem Erosionsschutz. Die Ems ist bis Hebrum durchgängig, wenn man von den Schließzeiten des Ems-Sperrwerkes bei Emden absieht. Weiter stromauf befinden sich zahlreiche unpassierbare Querbauwerke. Lediglich das mün-

dungsnaher Leda – Jümme – System kann von Fischen erreicht werden, wobei hier jedoch infolge Wasserbau und Verschlickung keine Laichhabitats des Störs vorhanden sind.

„In den vergangenen Jahren wurden zwar zahlreiche Querbauwerke durch den Neubau oder Umbau von Aufstiegsanlagen durchgängig gestaltet, allerdings bestehen an verschiedenen Querbauwerken mit Wanderhilfen immer noch Defizite aufgrund mangelnder Auffindbarkeit, Gestaltung und Dimensionierung der Anlagen. Hieraus ergibt sich vor dem Hintergrund des angestrebten Ziels, flächendeckend den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial der Fließgewässer bezüglich der Qualitätskomponente "Fischfauna" zu erreichen, vielfach noch erheblicher Handlungsbedarf. Besonderes Augenmerk ist auf Querbauwerke zu richten, an denen eine Wasserkraftnutzung besteht. Hier kann durch kumulative Wirkung von aufeinander folgenden Wasserkraftanlagen eine besondere Problematik bezogen auf die Mortalität der abwärts wandernden Fische und Neunaugen entstehen. Besonders betroffen beim Auf- und Abstieg sind die Populationen der anadromen Neunaugen und Wandersalmoniden sowie des katadromen Aals. Zum Schutz dieser Fischarten sind an den Hauptwanderwegen bzw. zu den Wanderzeiten besondere Vorrichtungen an Wasserkraftanlagen vorzusehen" (FGG Ems 2009). Der Stör ist in den geplanten Maßnahmen nicht berücksichtigt.

Wasserqualität

Die Ems muss der Gewässergüteklasse II-III (kritisch belastet) bis III-IV (sehr stark verschmutzt) zugeordnet werden. „Die kommunalen und industriellen Kläranlagen in der FGE Ems hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung entsprechen in der Regel dem Stand der Technik. Die in den Einleitungserlaubnissen festgesetzten Überwachungswerte liegen in Deutschland und in den Niederlanden unterhalb der jeweiligen gesetzlichen Anforderung oder entsprechen ihnen.

Eine wesentliche Rolle für den Nährstoffhaushalt der Ems spielt der diffuse Eintrag von N und P über die landwirtschaftliche Nutzung. Für das kleine Einzugsgebiet der Ems wurden sowohl beim Stickstoffbilanzüberschuss (mit 131 kg N / ha*a) als auch bei dem akkumulierten Phosphorbilanzüberschuss (mit 1.067 kg P / ha*a von 1950 -1999) im Vergleich der Flussgebiete in Deutschland die höchsten Werte ermittelt. Zusammen mit den Nährstoffausträgern aus Punktquellen führt dies zur Belastung der Küstengewässer und damit zu einem nicht guten Zustand. Die Verfehlung des guten Zustands beruht u. a. auf der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton, die wesentlich durch Stickstoff beeinflusst wird. Vor allem in den Wintermonaten werden den Küstengewässern über die Ems erhebliche Stickstofffrachten zugeführt, die dann insbesondere in den Sommermonaten den ökologischen Zustand der Küstengewässer durch übermäßiges Algenwachstum (Algenblüten) negativ beeinflussen" (Fgg Ems 2009).

„Der Abschnitt zwischen Leer und Papenburg zeigt saisonal extreme Sauerstoffdefizite. Die Ursachen liegen in den intensiven Baggerungen und den daraus resultierenden Schlickablagerungen. Für die FGE Ems existiert eine signifikante Chlorideinleitung durch Sumpfungswasser aus dem Steinkohlebergbau in Ibbenbüren (Nordrhein-Westfalen). Die Überwachung hat für diese spezifischen, für die Flussgebietseinheit Ems relevanten Schadstoffe, im Untersuchungszeitraum von 2007-2009 keine überregional bedeutenden Überschreitungen ergeben, so dass derzeit kein weiterer Handlungsbedarf konstatiert wird“ (FGE Ems 2009).

Habitateignung

„Nach dem mehrfachen Ausbau zwischen 1900 – 1935 ist die Ems heute durch Aufstau sowie Vertiefungen, Aufweitungen und Begradigungen des Abflussprofils weitgehend kanalisiert, in ein Trapezprofil gepresst und von ihren ursprünglichen Ufern und Auen abgetrennt. Die vormals reich strukturierte Flusslandschaft der Ems zeigt sich heute stark uniformiert, monoton und ökologisch verarmt. Die Flusssohle ist im zugänglichen Unterlauf extrem verschlickt und besonders im Sommer zeitweilig anoxisch“ (FGG Ems 2009).

In ihrer Bewertung der Ems und ihres Einzugsgebietes kommt die FEG Ems (2009) zu dem Ergebnis, dass von 516 Gewässern 98,6% schlechter als „gut“ nach WRRL zu bewerten sind. Bezüglich der Fische sind es 71,1% der Gewässerabschnitte und für das Makrozoobenthos 89,7% der Gewässer, die die Kriterien nicht erfüllen.

In den Planungen zur Verbesserung der Durchwanderbarkeit und zum Habitatangebot für Wanderfischarten ist der Stör für die Ems nicht berücksichtigt worden.

Perspektive (laufende Planung)

Die Entwicklung der gewässertypischen Primärauen durch Renaturierung ist nach FEG Ems (2009) nicht möglich, ohne auf andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen (standortnahe Nahrungsmittelproduktion, Tierschutz, Erhaltung von Kulturlandschaften etc.) unverhältnismäßig stark einzuwirken. Durch eine umfassende Rücknahme der erheblichen hydromorphologischen Gewässerausbaumaßnahmen, d. h. durch Zulassen geschwungener bis mäandrierender Gewässerverläufe, würde es außerdem zu dauerhaften Flächenverlusten bzw. zu einem erschwerten Zugang zu den land- und forstwirtschaftlichen Flächen kommen.

Bei der Priorisierung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit werden die Anforderungen der FFH - Richtlinie an den Schutz und die Entwicklung der Vernetzung – der Gebiete für Meerneunauge, Flussneunauge, Finte, Lachs und Barbe angesetzt. Hierbei wird die kumulative Wirkung von Querbauwerken auf die Erreichbarkeit von Lebensräumen berücksichtigt. Nach Möglichkeit soll bei entsprechenden Voraussetzungen in den Gewässern, die überregional

bedeutende Wanderrouten darstellen, jeweils die Durchgängigkeit mit einer Effizienz für den Auf- und den Abstieg von 95 % erreicht werden. Lediglich das Leda - Jümme Gewässersystem mündet noch vor dem ersten Wehr in Herbrum in die Ems. Dieses Gewässernetz kann von auswandernden Fischen erreicht werden, ist allerdings aufgrund der Verschlickung für alle wandernden Arten nicht frei passierbar. Die Hase mündet bei Meppen in die Ems. Um die in diesem Gewässersystem vorhandenen Laichhabitats und FFH - Lebensräume zu erreichen, müssen wandernde Fische fünf Querbauwerke in der Ems überwinden, so dass die Wiederherstellung der Durchgängigkeit (Umgehungsgerinne) am Wehr Versen eine große Bedeutung zugemessen wird. Für die Erreichbarkeit des Gewässersystems der oberen Ems in Nordrhein-Westfalen spielt, neben den Wehren in Varloh und Geeste, das Wehr in Rheine eine große Rolle. Bei den vorliegenden Planungen wurde der Stör nicht berücksichtigt, aus diesem Grund besteht in der Ems aktuell keine Aussicht auf eine erfolgreiche Wiedereinführung von Stören. Auch bezüglich der biologischen Gewässergüte und der Unterhaltung der Unteren Ems für die Ansprüche der Werft in Papenburg (ständige, massive Baggerungen und Aufstau flussab) besteht kaum Hoffnung auf eine substantielle Verbesserung der Situation (FGG Ems 2009).

5.7 Rhein

Kurzcharakteristik



Das Flussgebiet des Rheins wird nach hydrographischen und naturräumlichen Merkmalen in neun - meist internationale - Teileinzugsgebiete (Bearbeitungsgebiete) aufgeteilt. Der Rheinhauptstrom mit seinen Zuflüssen ist in sechs Abschnitte (Alpenrhein / Bodensee, Hochrhein, Oberrhein, Mittelrhein, Niederrhein, Deltarhein) unterteilt worden (Abb. 28). Die drei größten Nebenflusseinzugsgebiete - Neckar, Main und Mosel-Saar - stellen separate Einheiten dar. In diesen Bearbeitungsgebieten stimmen sich die Staaten und beteiligten Bundesländer oder Regionen über Fragen der Bewirtschaftung grenzüberschreitend ab.

Die IKSR (2008) charakterisiert den Rhein wie folgt: „Bereits im Quellgebiet wird der Rhein durch wasserbauliche Maßnahmen (Rückhaltebecken, Wasserüberleitungen) morphologisch und hydrologisch verändert. In 650 m Höhe, nach ca. 70 km Fließstrecke, vereinigen sich Vorder- und Hinterrhein zum Alpenrhein. Dieser knapp 100 km lange Rheinabschnitt folgt dem bis 10 km breiten Trogtal der ehemaligen Gletscher zum Bodensee. Die Stromsohle besteht aus mächtigen Aufschotterungen, die im letzten Jahrhundert zur Kiesgewinnung genutzt wurden, mit der Folge von Erosion und Grundwasserabsenkung. Im letzten Jahrhundert zum Hochwasserschutz durchgeführte Regulierungsmaßnahmen begradigten den Alpenrhein und schnitten ihn von seinen Auen bzw. Nebengewässern ab. Der Bodensee hat mit 535 km² Wasserfläche ein Einzugsgebiet von 11.500 km², die durchschnittliche Tiefe beträgt 90 m (max. 254 m). Anthropogene Aktivitäten (Abwassereinleitungen, Seewassernutzung, Fischerei, atmogene Stoffeinträge etc.) haben die Ökologie des Bodensees in vielfältiger Hinsicht beeinflusst. Bei Stein verlässt der Rhein den Untersee.

Der bis Basel als Hochrhein bezeichnete Abschnitt war ursprünglich durch starkes Gefälle, Abschnitte mit grobem Sohsubstrat und Felsgrund sowie das Auftreten von Wasserfällen und Stromschnellen (Rheinfall bei Schaffhausen, Laufen bei Laufenburg) charakterisiert. Zur Energiegewinnung baute man seit Ende des letzten Jahrhunderts 11 Wasserkraftwerke und einige Hilfswehre, die den Cha-

Der bis Basel als Hochrhein bezeichnete Abschnitt war ursprünglich durch starkes Gefälle, Abschnitte mit grobem Sohsubstrat und Felsgrund sowie das Auftreten von Wasserfällen und Stromschnellen (Rheinfall bei Schaffhausen, Laufen bei Laufenburg) charakterisiert. Zur Energiegewinnung baute man seit Ende des letzten Jahrhunderts 11 Wasserkraftwerke und einige Hilfswehre, die den Cha-

rakter des Hochrheins stark veränderten. Auf weiten Strecken, insbesondere innerhalb von Rückstaubereichen der Flusskraftwerke, wird der Hochrhein in ein langsam fließendes Gewässer mit sandig-schlammiger Sedimentauflage verwandelt. An der Rheinbrücke Rheinfelden beginnt stromabwärts der schiffbare Hochrhein. Naturnahe, schnell und turbulent fließende Abschnitte mit vielfältigen Substratmosaiken aus Rheinschotter findet man vereinzelt noch zwischen Bodensee und Thurmündung sowie oberhalb des Zuflusses der Aare.

Der südliche Oberrhein (Basel - Karlsruhe) zeigte noch zu Beginn des 19. Jahrhunderts das natürliche Bild eines Wildflusses, einen in viele Arme aufgegliederten Strom (Furkationszone) in einer bis zu 6 km breiten Aue, der mit jedem Hochwasser seinen Lauf änderte. Mit der Tulla'schen Oberrheinkorrektion (1817-1874) fasste man aus landeskulturellen Erwägungen den Rhein in ein geschlossenes Flussbett zusammen. Dies vergrößerte die Sohlenerosion insbesondere unterhalb Basels um das 20-fache mit der Folge, dass sich der Strom vertiefte und das Grundwasser bis unter den Wurzelbereich der Bäume absank. Zur Energiegewinnung und zur Verbesserung der Schifffahrt wurde zwischen Basel und Breisach der Rheinseitenkanal (1927 - 1959) gebaut, der parallel zum so genannten Alt-/Restrhein verläuft. Dieser Restrhein, auf dem kein Schiffsverkehr möglich ist, ist der letzte frei fließende Stromabschnitt am südlichen Oberrhein. Zur Stützung des Grundwasserspiegels wurde von Breisach bis Straßburg die geplante Fortsetzung des parallelen Seitenkanals durch die so genannte Schlingenlösung ersetzt, bei der die Kanalschlingen wieder in das alte Bett einmünden. In den verbleibenden Restrheinabschnitten wird der Wasserstand durch Schwellen gestützt. Unterhalb von Straßburg verläuft der Rhein vollständig kanalisiert bis Iffezheim, der letzten Staustufe im Rhein. Die Stromsohle des südlichen Oberrheins besteht aus grobkörnigem Material, im Bereich der Isteiner Schwelle (Restrhein) auch aus Fels. In den Stauhaltungen lagert sich feinkörniges Sediment ab. Die Ufer sind in den Restrheinabschnitten relativ naturnah, in den übrigen Bereichen durch Steinschüttungen und Beton befestigt. Im nördlichen Oberrhein (Karlsruhe - Bingen) vermindert sich das Gefälle. Ursprünglich begann der Fluss, abhängig von der morphologischen Gegebenheit, 2 - 7 km große Mäander mit häufigen Flussverlagerungen zu bilden. Seit dem letzten Jahrhundert wurde der Rheinverlauf durch Buhnenbau fixiert und infolge des Durchstichs mehrerer Rheinschlingen stark verkürzt. Charakteristisch für den heutigen nördlichen Oberrhein sind zahlreiche (z. T. ausgekieste) Altarme, die nur teilweise an den Rhein angebunden sind und (bei Hochwasser) durchströmt werden. Auf der Stromstrecke zwischen Oppenheim und Bingen (Rheingau) überwiegen auf Grund des geringen Gefälles Sedimentationsvorgänge und bilden eine Reihe von langgestreckten Inseln.

Im Mittelrhein (Bingen - Bonn) wandelt sich der Fluss mit dem Eintritt vom Rheingau in das Rheinische Schiefergebirge durch die Binger Pforte abrupt vom langsam strömenden Fluss mit hohem Feinkornanteil der Sedimente zum schnell fließenden Mittelgebirgsfluss mit felsigem Untergrund. Morphologische Veränderungen beschränken sich hier auf Felssprengungen und Sicherung der Ufer

durch Steinschüttungen. Im Zuge der Mittelwasserregulierung wurden zahlreiche Buhnen gebaut sowie einige Inseln durch Querdämme an das Ufer angebunden.

Der Niederrhein (Bonn - Bimmen) weist aufgrund vergleichbaren Gefälles Ähnlichkeiten mit dem nördlichen Oberrheingebiet auf. Allerdings sind die Flussschlingen wegen der größeren Hochwasserführung hier wesentlich weiter. Der Niederrhein wurde seit dem Mittelalter durch Deiche eingengt, Ufer wurden befestigt, Seitenarme verbaut und Inseln an das Ufer angeschlossen. Seit dem letzten Jahrhundert erfolgte durch Buhnenbau die Mittelwasserregulierung. Charakteristisch sind ferner Vorlandauskiesungen, die z. T. an den Rhein angeschlossen sind. Die Stromsohle des Niederrheins besteht aus kiesigem bis sandigem Material.

Der Deltarhein gabelt sich an der deutsch-niederländischen Grenze bei Lobith in zwei nach Westen orientierte Hauptarme. Der südliche Hauptarm mit den Abschnitten Waal – Merwede – Noord – Nieuwe Maas ist die größte und bedeutendste Stromlinie des Deltas und transportiert 2/3 des Rheinwassers. Diesem Hauptarm folgt auch die Rheinkilometrierung. Der nördliche Arm – Nederrijn, später Lek - mündet in die Noord bzw. Nieuwe Maas. Vom Nederrijn zweigt nach Norden die (Geldersche) IJssel ab. Die Unterläufe dieser Flussarme sind im Rhein-Maas-Mündungsbereich vielfach untereinander sowie mit der Maas verbunden - auf natürliche und künstliche Weise. An 3 Stellen mündet Rheinwasser in die Nordsee: in der Haringvliet (über Nieuwe Merwede und Hollands Diep), über den Nieuwe Waterweg (Noord/ Nieuwe Maas) und durch das IJsselmeer (über die IJssel), ein 1.100 km² großer Süßwassersee, der 1932 bei der Eindeichung einer Meeresbucht, der ehemaligen Zuiderzee, entstand. Die Stromrinnen im Mündungsgebiet waren ursprünglich noch zahlreicher und noch vielfältiger miteinander verbunden. Die Küstenlinie war in zahlreiche Inseln aufgelöst. Seit dem 8. Jahrhundert begann man, zur Landgewinnung Inseln mit zunehmender Effizienz einzudeichen, Marschen zu entwässern und zu entsalzen sowie Binnen- und Abschlussdeiche mit Schleusen zu errichten. Die Ufer des Deltarheins sind durch Buhnen und Steinschüttungen befestigt, die Stromsohle besteht aus Sand oder Schluff.“

Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL gehören auch die küstennahen Bereiche und das Wattenmeer zur internationalen Flussgebietseinheit Rhein.

Der ökologische Zustand des Rheins und seiner Nebenflüsse hat sich im Vergleich zu 1995 dank der Zusammenarbeit der IKSR - Rheinanliegerstaaten weiter verbessert. Die meisten der im „Programm für die nachhaltige Entwicklung des Rheins“ – „Rhein 2020“- der IKSR formulierten Zwischenziele für die ökologische Aufwertung des Rheinstroms bis 2005 sind erreicht worden. Rheinauen werden wieder überschwemmt, Altarme haben wieder Verbindung zum Fluss und auf kleinen Strecken sind Uferstrukturen ökologisch verbessert. Die Zahl der Tier- und Pflanzenarten hat zugenommen. Der Lachs und andere Wanderfische können seit 2006 von der Nordsee aus Straßburg wieder erreichen.

Die meisten der im „Programm für die nachhaltige Entwicklung des Rheins“ – „Rhein 2020“- der IKSR formulierten Zwischenziele für die ökologische Aufwertung des Rheinstroms bis 2005 sind erreicht worden.

Historisches Vorkommen

Im Rhein wanderte der Stör bis in die Mosel in großen Stückzahlen, war aber im Oberrhein sowie im Main nur selten anzutreffen (Holčík 1989). Er soll bis Basel sowie in die Nebenflüsse aufgestiegen sein. Zu den Hochzeiten der Störfischerei Ende des 19. Jh. wurden im niederländischen Rheindelta jährlich etwa 800 Störe gefangen (Abb. 29). Nach der Elbe war der Rhein der zweitwichtigste deutsche Störfluss. Die letzten Fangnachweise im Rhein datieren auf die 1940er Jahre.

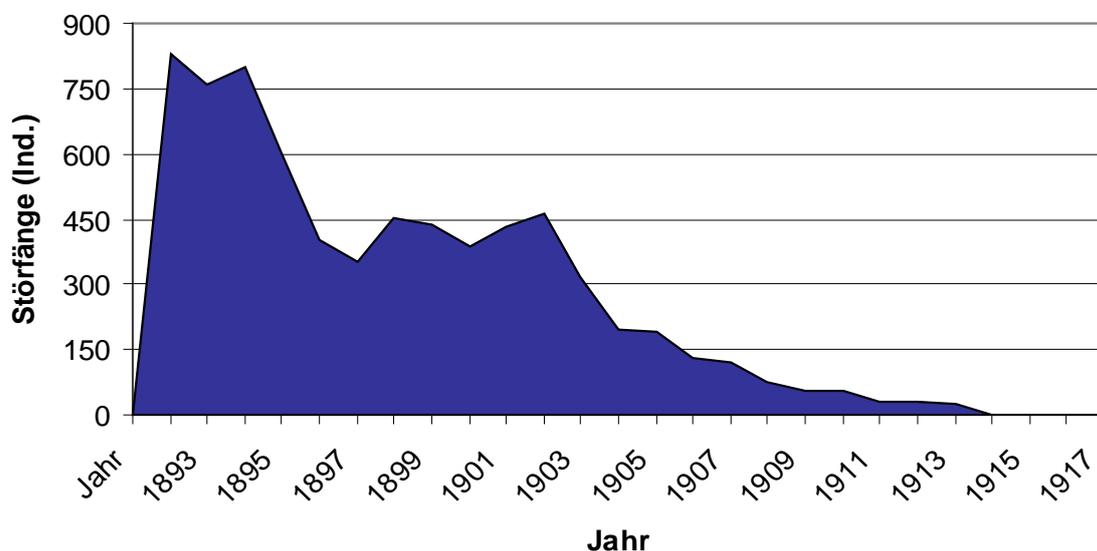


Abb. 29: Jährliche Störfänge aus dem Rhein zwischen 1890 und 1918 (nach Blankenburg 1910)

Durchgängigkeit

Auch die Verbindung der verschiedenen Lebensräume entlang des Rheins vom Bodensee bis zum Meer zu einem Biotop-Verbund läuft erfolgreich. Dabei setzt das Handlungskonzept der IKSR klare Ziele und räumliche Schwerpunkte und verbindet Gewässer-, Natur- und Hochwasserschutz.

„Der Hochrhein weist (ebenso wie der Alpenrhein) aufgrund der zahlreichen aufgestauten Bereiche und der fehlenden Erreichbarkeit bzw. Durchgängigkeit Defizite für die Fischfauna auf. Der südliche Oberrhein zwischen Basel und Iffezheim ist ebenfalls staugeregelt. Ab dem nördlichen Oberrhein ist der Rhein bis zur Küste (inklusive IJsselmeer) durchgängig und die Fische profitieren von der freien Fließstrecke, es fehlen jedoch Strukturen und Verbindungen zu Nebengewässern.

Trotz der Erfolge ist die ökologische Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems Rhein noch nicht zufrieden stellend. Vor allem die ökologische Durchgängigkeit des Rheins vom Bodensee bis zum Meer sowie seiner Nebenflüsse ist weiter zu verbessern. Weitere Ziele umfassen die Erhöhung der Strukturvielfalt im Uferbereich des Rheins und seiner Rheinarme (Rhein 2020 Bilanz 2005) sowie die Ausweitung von Auen.

Der Rhein ist bis zur Staustufe Iffezheim (mittlerer Oberrhein) für adulte Störe durchgängig, wobei im Mündungsbereich des Haringvliets und des Afslotdieks derzeit eine Durchwanderbarkeit nicht oder nur selten gegeben ist. Die einzige offene Wanderroute in den Rhein verläuft über den Hafen Rotterdam. Eine Öffnung des Haringvliets ist seit Jahren in der Diskussion, wird aus verschiedenen Gründen bislang nicht realisiert" (IKSR 2010). Die Nebenflüsse des Rheins sind mit Ausnahme der unteren Lippe nur eingeschränkt passierbar.

Wasserqualität

Die Wasserqualität des Rheins hat sich in den letzten Jahrzehnten deutlich verbessert, so dass heute nach Ansicht der IKSR die Wassergüte kein limitierender Faktor für die Fischfauna mehr darstellt. Die erfolgreiche Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle stützt diese These. Dennoch ist nicht sicher, ob es physiologische Beeinträchtigungen der sehr langlebigen Störe geben könnte (z. B. durch Akkumulationseffekte).

„Nach WRRL werden 88 % des Hauptstroms als chemisch „nicht gut“ und nur 12 % als „gut“ bewertet. Hauptgrund für diese Einstufung ist in den meisten Fällen die Überschreitung der Umweltqualitätsnormen für die polyzyklischen aromatischen Wasserstoffe (PAK). Auch andere Umweltgifte wie z. B. PCB, HCB, Dioxine und Schwermetalle können in überhöhten Konzentrationen auftreten und dann problematisch sein. Das Sediment des Flusses ist vor allem im Niederrhein bzw. Rheindelta hochgradig schadstoffbelastet und birgt ein hohes Schadpotenzial im Mobilisierungsfall (z. B. durch Hochwasser und Baggerarbeiten).

Die Pflanzennährstoffe zeigen vor allem beim Phosphor Überschreitungen der nationalen Bewertungsmaßstäbe in allen Rheinabschnitten (Ober- Mittel- und Niederrhein) und fast allen Nebengewässern. Zu erwähnen ist auch die thermische Belastung des Flusses, die je nach Wasserführung eine Temperaturerhöhung von bis zu 2,5 K ausmacht. Zeitweilig wurden in warmen Sommern 28°C in der fließenden Welle gemessen.

Im Längsverlauf des Rheins nimmt die Konzentration bestimmter (Nähr-)Stoffe jedoch deutlich zu und es mangelt an vielfältigen Lebensräumen, so dass viele typische Arten fehlen, nur in sehr geringer Anzahl oder lokal begrenzt vorkommen.

Der Hochrhein wird auf der Grundlage des Phytoplanktons und Phytobenthos als "sehr gut" und für das Makrozoobenthos als "gut" bewertet, was die gute Wasserqualität widerspiegelt. Das Phytoplankton weist im schiffbaren Rhein von Basel bis zur Küste weiter auf eine "gute", im Niederrhein und Deltarhein stellenweise "mäßige" ökologische Qualität hin, während das Phytobenthos ab dem Oberrhein flussabwärts eine Verschlechterung zum "mäßigen" Zustand indiziert. Auch für die Makrophyten tritt auf dieser Strecke eine Verschlechterung von größtenteils gut ausgebildeten Beständen am Ober- und Mittelrhein bis zu arten- und wuchsformenarmen Strecken am Nieder- und Deltarhein (inklusive IJsselmeer) ein; dies spiegelt die Strukturarmut der unteren Rheinabschnitte wider.

Die fehlenden Strukturen wirken sich ebenfalls auf das stark vereinheitlichte, von Neozoen durchsetzte Makrozoobenthos aus, das vom Oberrhein bis zur Küste (inklusive IJsselmeer) zwischen "mäßig" und "unbefriedigend" bewertet wird und lediglich im Wattenmeer in einem "guten" Zustand ist. Für die Komponente "Makrophyten" wird das Wattenmeer als "schlecht" eingestuft, denn es fehlt größtenteils das typische Seegras. Wie die Phytoplanktondaten zeigen, ist der Zustand im Wattenmeer mäßig; in den Küstengewässern schwankt die Wasserqualität von Jahr zu Jahr erheblich zwischen "sehr gut" und "unbefriedigend" (IKSR 2008)

Nach LAWA (2009) erbrachten die Bestandserhebungen im Rhein über 400 wirbellose Tierarten, darunter viele gewöhnliche und häufige Besiedler größerer Flüsse und Ströme, die keine hohen Ansprüche an die Gewässerqualität stellen, aber auch seltene und schützenswerte Arten. Insgesamt konnten 30 Arten der "Roten Liste" nachgewiesen werden.

Lokale Unterschiede in der Besiedlung sind vor allem auf unterschiedliche Gewässerbelastungen zurückzuführen. So zeigt die Gesamtartenzahl im Rhein-Längsprofil, dass der südliche Oberrhein die höchste Artenvielfalt aufweist. Im nördlichen Oberrhein nimmt mit zunehmender Gewässerbelastung die Artenzahl ab. Während sich das Besiedlungsbild im Mittelrhein zwischen Mainz und Koblenz verbessert, ist der Niederrhein wieder durch eine artenärmere Lebensgemeinschaft gekennzeichnet.

Habitat eignung

Eine Betrachtung der Entwicklung des Makrozoobenthos seit Anfang des Jahrhunderts lässt analog zur steigenden Abwasserbelastung des Rheins und dem damit einhergehenden sinkenden Sauerstoffgehalt einen drastischen Rückgang der Artenzahlen vor allem seit Mitte der 50er Jahre bis Anfang der 70er Jahre erkennen. Von den Anfang des Jahrhunderts nachgewiesenen 112 Insektenarten wurden beispielsweise 1971 nur noch 5 Arten gefunden. Infolge der Verringerung der Abwasserbelastung des Rheins durch den Bau von Kläranlagen und der damit verbundenen Verbesserung der

Sauerstoffverhältnisse erhöht sich seit 1975 die Artenzahl stetig (Abb. 30). Auch wenn die Artenvielfalt wieder fast so groß ist wie zu Beginn des Jahrhunderts, ist die Lebensgemeinschaft dennoch nicht identisch mit der vor 100 Jahren. So fehlen beispielsweise viele Insektenarten aus der Gruppe der Steinfliegen. Die Veränderungen der Wasserqualität, aber auch wasserbauliche Maßnahmen, die Schifffahrt und die Einwanderung neuer Tierarten (Neozoen) führten zu einer teilweisen Umstrukturierung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Nemitz 2010).

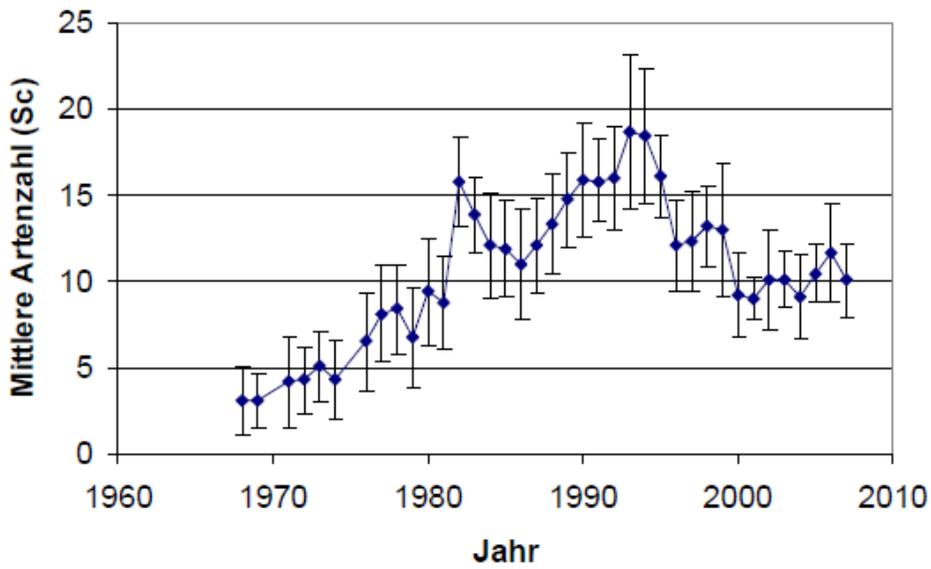


Abb. 30: Mittlere Artenzahl des MZB 1968 – 2006 am Niederrhein; Zunahme der Artenzahl bis Anfang der 90er Jahre durch Anstieg des Sauerstoffgehalts bedingt und Abnahme der Schadstoffbelastung; danach verstärkte Ausbreitung von Neozoen auf Kosten rheintypischer Arten (IKSR 2008)

Neben Anstrengungen zur weiteren Verbesserung der Wasserqualität sind daher zukünftig verstärkt Maßnahmen vorgesehen, die eine Verbesserung der hydrologischen und morphologischen Verhältnisse bewirken.

„Grundlegende Veränderungen in der Artenzahl und Artenzusammensetzung hat auch die Fischfauna des Rheins in den letzten

200 Jahren erfahren. Bis 1890 waren im Rhein 49 Fischarten heimisch. Während der Zeit von 1890 bis 1950 verringerte sich das Vorkommen auf 26 Arten und erreichte zwischen 1951 und 1975 mit nur 23 Arten seinen Tiefststand. Ursache war zum einen die Belastung des Rheins mit Abwässern, die zu akuten Sauerstoffmangelsituationen und zu toxischen Einwirkungen führte. Infolge der abwassertechnischen Maßnahmen Mitte der 70er Jahre verringerte sich die stoffliche Belastung des Rheins.

Mit der Verbesserung der Wassergüte hat sich auch die Besiedlung des Flusses mit Benthosorganismen verbessert. Der Einfluss von Neozoen spielt im Rhein eine große Rolle. So wurde seit 1995 ein kontinuierlicher Rückgang der Biomasse des heimischen Benthos zugunsten von neuen Arten, die vor allem aus dem Schwarzmeerraum stammen, nachgewiesen. Massenentwicklungen der Gerippten Körbchenmuschel aus Asien sind im Rhein augenscheinlich. Auch die Fischfauna erholte sich, 1986 wurden wieder 43 Arten festgestellt, darunter 11 Arten, die als ausgestorben oder verschollen galten, aber auch etliche Neozoen (z.B. Blaubandbärbling, Graskarpfen, Moskitofisch).

Auch Nahrungskonkurrenz durch die aktuell zu beobachtenden Massenentwicklungen exotischer Grundelarten (Kesslergrundel, Schwarzmundgrundel) ist nicht auszuschließen. Eine weitere Zunahme der ursprünglichen Rheinfischarten ist - ähnlich wie beim Makrozoobenthos - wesentlich von der Verbesserung der morphologischen Verhältnisse, der Durchgängigkeit des Rheins und seiner Nebengewässer und der Anbindung der Auengewässer und Altarme an den Hauptstrom abhängig“ (IKSE 2009).

Der Verlust von Strömungs- und Substratdiversität sowie starke Sohlerosion mit erhöhter Geschiebeführung führt zu Verlusten potentieller Lebensräume, wie auch die Korrekturen und Unterhaltungsmaßnahmen. Bodenstrukturen, die von der Korngröße als Laichsubstrat geeignet sind, findet man vor allem im Mittel- und Unterrhein. Eine enge räumliche Verbindung der Laichhabitate mit sandigen Jungfischhabitaten mit reicher Benthosfauna konnte nachgewiesen werden (Jakob 1996, Sticking Ark 2002).

Einen wesentlichen Einfluss auf die Habitateignung hat die Schifffahrt. Der Rhein ist eine der weltweit am stärksten befahrenen Binnenwasserstraßen. Durch Schwall und Sunk, Aufwirbelung von Sedimenten sowie Wellenschlag geht eine starke Beeinträchtigung der Jungfische aus. Ebenfalls kritisch sind die Gefährdungen der Adulttiere durch den Sog der Schiffe und die Bewegungen der Schiffsschrauben zu sehen. In amerikanischen Störgewässern wurden an verwandten Arten umfangreiche Verluste durch diese Ursachen nachgewiesen (Atlantic Sturgeon Status Review Team 2007).

Perspektive (laufende Planung)

Der Rhein ist für die Wiederansiedlung des Störs bedingt geeignet und als Zielgewässer ausgewiesen. Trotz zahlreicher Einschränkungen und Gefährdungsursachen ist ein Potenzial erkennbar, das durch Verbesserung der gewässerökologischen Gesamtsituation und speziell hinsichtlich der Lebensbedürfnisse der Störe erschlossen werden kann. Die Aufnahme der Art als Zielart nach WRRL wäre dafür dringend angeraten.

In einer aktuellen Studie des Rheinischen Fischereiverbandes von 1880 e.V. zu den Perspektiven für eine Wiederansiedlung des Störs im Rhein schreibt Nemitz (2010): „Ein Versuch zur Wiederansiedlung von Stören im Rhein sollte sich zunächst auf das Niederrhein- und Deltarheingebiet konzentrieren.“ In seiner Auftragsstudie bewertet Jakob (1996) das Potential des unteren deutschen Niederrheins als Laich- und Bruthabitat für den Stör. Er sieht am heutigen Niederrhein noch Habitatstrukturen, die sich als Fortpflanzungshabitate eignen, wobei diese in räumlich enger Verknüpfung zu den Jungfischhabitaten mit vornehmlich sandigem Substrat stehen sollten. Solche strukturreichen Abschnitte seien eher selten und vornehmlich in den mäandrierenden, „naturnäheren“ Bereichen zu finden. Er verortet solche Abschnitte zwischen Duisburg und Wesel, insbesondere von Stromkilome-

ter 828 bis 838 und eingeschränkt oberhalb von Stromkilometer 820 bis 828. Nach seiner Auffassung reicht die Ausdehnung solcher Areale prinzipiell für die Gründung einer sich selbst erhaltenden Population, quantifiziert diese Angabe jedoch nicht weiter. Die Kartierung (Verortung, Quantifizierung, Beurteilung der Qualität) von potentiellen Störhabitaten vornehmlich im Niederrhein- und Deltagebiet ist daher als eine grundlegende Maßnahme für eine Wiederansiedlung des Störs im Rhein anzusehen, damit u.a. Modellrechnungen für eine Populationsgründung auf ein tatsächlich quantifiziertes Habitatpotential fußen können.

In seiner Studie formuliert Nemitz (2010) folgende Schlüsselfragen, die für eine Bewertung der Chancen einer erfolgreichen Etablierung des Störs im Rhein zu beantworten sind:

- Inwieweit kann die Belastung des Rheins mit z.B. Schwermetallen, PAK und PCB's zu nachhaltigen Schädigungen bei Stören führen?
- Wie sehen Schlüsselhabitate des Störs im heutigen Rhein aus, wie sind sie verortet und dimensioniert und in welcher Qualität stehen sie zur Verfügung?
- Reicht die heutige Verfügbarkeit von Störhabitaten im Rhein für die Gründung einer sich selbst erhaltenden Population?
- Welchen Einfluss hat die Rheinschifffahrt auf eine künftige Störpopulation?
- Welche Möglichkeiten gibt es, die Ziele einer Störwiederansiedlung mit den Belangen der Rheinfischerei zu harmonisieren?
- Reicht die Durchgängigkeit im Rheindelta aus, den Jungstören und später den adulten Lachsen den Wechsel zwischen marinen und limnischen Milieu ausreichend zu gewährleisten?
- Gibt es im Rhein heute limitierende Faktoren für Störpopulationen, die in historischer Zeit noch nicht gewirkt haben?
- Welchen Einfluss hat in diesem Zusammenhang z.B. die veränderte Fischartengemeinschaft?"

Tab. 2: Schematische Zusammenstellung der Eignungskriterien für eine Störansiedlung in den historisch durch die Art besiedelten Gewässern;
 Legende: **rot** – Eignung unwahrscheinlich, **gelb** – Eignung bedingt wahrscheinlich, **grün** – Eignung wahrscheinlich, **weiß** – keine Einschätzung möglich

Kriterium	Eider	Elbe	Oste	Stör	Weser	Ems	Rhein
Durchgängigkeit	rot	grün	gelb	grün	rot	rot	gelb
Laichsubstrat	rot	gelb	?	rot	gelb	?	grün
Wassergüte	gelb	gelb	gelb	grün	gelb	rot	gelb
Gewässerstrukturgüte	rot	gelb	rot	rot	rot	rot	gelb
Schifffahrt	grün	Hafen Hamburg und Kraftwerke Unterelbe	grün	gelb	gelb	rot	rot
Industrielle Wasserentnahme (Kühlung, Energie, Nutzung)	grün	Hafen Hamburg und Kraftwerke Unterelbe	Schöpfwerke	Schöpfwerke	rot	gelb	rot
Fischerei	gelb	gelb	grün	grün	gelb	gelb	gelb
Neozoen	grün	grün	grün	grün	grün	grün	rot
Nahrungsverfügbarkeit	grün	gelb	grün	grün	gelb	gelb	gelb
Habitatverlust durch laufende Unterhaltung und Ausbau	rot	gelb	grün	grün	gelb	rot	gelb

Erklärung der Tabelle 2:

In der Tabelle werden die aus heutiger Sicht bedeutendsten Gewässerkriterien für einzelne Flüsse im Hoheitsgebiet der Bundesrepublik Deutschland einschließlich ihrer Nebengewässer (soweit nicht extra bewertet) zusammengestellt und nach heutigem Kenntnisstand bezüglich ihrer Eignung für die Wiedereinführung des Störs *A. sturio* summarisch bewertet. Sie soll ausschließlich einen groben Überblick im Vergleich der Flüsse geben. In dem vorangegangenen Text sind genauere Daten zusammengestellt, die für eine Beurteilung zu berücksichtigen sind. An dieser Stelle sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass in allen Flusssystemen noch ganz erhebliche Wissenslücken bestehen.

Zu den Kriterien im Einzelnen:

1. Durchgängigkeit Möglichkeit des Aufstiegs der Laichfische in Regionen historischer bzw. potenzieller Laichplätze sowie deren Rückkehr ins Meer und die Abwanderung der Juvenilen
2. Laichsubstrat: Vorhandensein potenzieller Laichsubstrate, unabhängig von der gegenwärtigen Erreichbarkeit für die Fische.
3. Wassergüte: Chemische, biologische und physikalische Wassergüte in den Habitaten für Störe, Kriterien sind: Umweltgifte, Nährstofffracht, organische Fracht, Sauerstoffgehalt und Temperatur, Bewertung erfolgt nach der Wasserqualitätsbewertung der LAWA.
4. Gewässerstrukturgüte: Vorkommen von Gewässerdynamik mit den zugehörigen, flusstypischen Strukturen, Kriterien sind: Überschwemmungsflächen, Ruhezone, Strömungs- und Substratbeschaffenheit und Uferbeschaffenheit sind wichtige Kriterien.
5. Schifffahrt: Hier wird die Gefährdung von den verschiedenen Lebensstadien der Störe durch Schiffsbewegungen beurteilt. Häufigkeit und Größe der Schiffe im Verhältnis zum Flussquerschnitt spielen eine wesentliche Rolle.
6. Industrielle Wasserentnahme (Rechen, Pumpen, Turbinen): Hier wird eingeschätzt, wie hoch das Risiko der vor allem juvenilen Störe ist, in Pumpen, Turbinen oder Rechenanlagen verletzt oder getötet zu werden.
7. Fischerei: Bewertet die Intensität der Fischerei mit gewerblichen, störfängigen Fanggeräten (Stellnetze, Grundschleppnetze, Großreusen und Hamen) in den Flüssen und Flussmündungen.
8. Neozoen: Schätzt die Artenzahlen und Abundanzen von nicht-heimischen Fischarten ab, die entweder als Konkurrenten oder Fressfeinde der Störe auftreten können.
9. Nahrungsverfügbarkeit: Hier wird beurteilt, ob in der Nähe der Laichgebiete ausreichend geeignete Nahrungsorganismen für juvenile Lebensstadien verfügbar sind.
10. Habitatverlust durch laufende Unterhaltung und Ausbau: Hier wird eingeschätzt, inwiefern häufige und intensive Wasserbaumaßnahmen in potenziellen Störhabitaten durchgeführt werden, die zu bedeutenden Habitatverschlechterungen führen. Dies spielt vor allem in den von der Großschifffahrt genutzten Ästuaren durch Baggerung und Verklappung eine Rolle.

5.8 Fazit

Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit von Besatzmaterial des *A. sturio* ist eine Fokussierung der Arbeiten auf ein Gewässereinzugsgebiet unabdingbar, um den Bestandsaufbau effektiv zu gestalten. Gewässerqualität, Potential für Redynamisierung von Lebensräumen und lokale und regionale Unterstützung stellen wichtige Kriterien für die Auswahl geeigneter Gewässer dar. Nach dem aktuellen Stand existiert in Deutschland kein Flusssystem, dass ohne Einschränkungen als störtauglich zu bewerten ist. Auf Basis der Ergebnisse der hier zusammengefassten Recherche wird vorgeschlagen, die Aktivitäten zur Wiederansiedlung des Störs vorrangig auf die Elbe zu konzentrieren.

Für einen Versuchsbesatz mit *A. sturio* und weitergehende Untersuchungen zur Wiederansiedlung von Stören sowie eine prioritäre Umsetzung von Maßnahmen zur Beseitigung von Habitatdefiziten sind vor allem die untere und mittlere Elbe mit ihren größeren Nebengewässern (Oste, Stör, Havel, Saale, Mulde) geeignet.

Für die Wiedereinbürgerung der Störe in den Rhein stellt die intensive Schifffahrt, neben der intensiven Fischerei im Mündungsgebiet und der eingeschränkten Passierbarkeit der Mündungsbauwerke, das größte Hindernis dar.

Eider, Weser und Ems sind derzeit aufgrund der starken Verbauung nicht als geeignet für den Störbesatz einzustufen. Lokal fehlt es auch an erkennbarem Engagement, diese Situation mittel- bis langfristig so zu verbessern, dass Potential für eine Wiedereinbürgerung erkennbar wird.

6 Öffentlichkeitsarbeit

Die Projektarbeit wurde von Beginn an von einer intensiven Öffentlichkeitsarbeit begleitet. Neben der öffentlichen Anhörung im Zuge der Erarbeitung und Verabschiedung des Nationalen Aktionsplans (s. 3.1), wurde die Öffentlichkeit auch anderweitig über die Erarbeitung des Nationalen Aktionsplans und die zugrunde liegende Gefährdung und Schutzbedürftigkeit des Europäischen Störs informiert. Auf der Website der Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V. und des BfN (<http://www.bfn.de/habitatmare>) wird aktuell über die Thematik informiert.

Der Nationale Aktionsplan wurde vom Bundesamt für Naturschutz als Farbbroschüre veröffentlicht und ins Englische und Französische übersetzt. Er wurde am 30.9.2010 durch die Präsidentin des BfN, Frau Prof.Dr. Jessel der Öffentlichkeit vorgestellt.

Darüber hinaus wird der Aktionsplan als Datei auf den Websites des BfN, des BMU und der GRS zum Download bereitgestellt. In Fachzeitschriften (z. B. Natur und Landschaft) und auf Fachtagungen (z. B. BfG-Kolloquium) wurde über das Projekt berichtet. Im Februar 2011 war die deutsche Druckfas-

sung des Nationalen Aktionsplans, die in einer Auflage von 1000 Exemplaren aufgelegt wurde, bereits vergriffen. Nach Auskunft des BMU ist eine Neuauflage in Vorbereitung.

Die Projektmitarbeiter unterhalten enge Kontakte mit der Berufsfischerei und deren Interessenvertretern. So wurden unter anderem Vorträge auf der Fortbildungsveranstaltung für die Fischerei des Instituts für Binnenfischerei Potsdam in 2009, auf der öffentlichen Jahresversammlung der Gemeinschaftsinitiative Elbfischerei in Hitzacker, im Rahmen von besatzassoziierten Veranstaltungen im Bereich der Oste und der Stör gehalten und hierbei die Übergabe von Fangprämien für Fangmeldungen von Stören an Berufsfischer durchgeführt. Auf Anfrage wurden mehrere Informationsveranstaltungen für interessierte Bewohner der Region (Burg Lenzen, Brandenburger Elbtalau) sowie 2009 und 2010 in Kooperation mit der Ostepachtgemeinschaft zu der laufenden Planung und den Arbeiten zur Wiedereinbürgerung des europäischen Störs durchgeführt. Zu den „Tagen des Meeres“, einer vielbesuchten öffentlichen Aktion im Deutschen Meeresmuseum (DMM) Stralsund, wurde von den Projektmitarbeitern ein Informationsstand mit natürlichen Störpräparaten und einer multimedialen Schau betreut. An der Stör wurden durch freiwillige Helfer wie auch durch Projektmitarbeiter Vorträge bei lokalen Interessengruppen (Angler, Stadtverwaltung Itzehoe, Regionalförderung, Lions Club, Rotary Club) gehalten. Ein Besuchstermin an ausgewählten Projektstandorten wurde mit Vertretern des französischen Umweltministeriums und des Projektpartners (Cemagref) im Juli 2010 in Zusammenarbeit mit dem BMU realisiert.

Direkte Kontakte in die Berufsfischerei an der Unterelbe und im Nordseeküstenbereich wurden durch einen projektassoziierten Mitarbeiter (Stefan Riemann), die Oste Pacht Gemeinschaft sowie durch die Fischereiaufsicht des Landes Schleswig-Holstein (Außenstelle Tönning) und das Multimar Wattzentrum unterhalten. Ziel war insbesondere die Sicherung von Beifanginformationen aus der Region zu den im E&E Vorhaben freigesetzten *A. sturio*. Die Resonanz in der Berufs- und Angelfischerei ist groß. Zur Pflege der Kontakte zur Fischerei und der Honorierung der Zusammenarbeit z.B. durch Fangmeldungen wurden Becher und Basecaps gestaltet und beschafft.

Zu dem „Grünbuch Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik“ des Rates der Europäischen Union vom 22. April 2009 wurde durch die Projektmitarbeiter in Abstimmung mit den Kollegen des Fachgebietes des BfN eine umfangreiche Stellungnahme erstellt, die an die Europäische Kommission, Generaldirektion Maritime Angelegenheiten und Fischerei übermittelt wurde. In dieser Stellungnahme wurde insbesondere auf die Erfordernisse zum Schutz der einheimischen europäischen Störe (*A. sturio* und *A. oxyrinchus*) eingegangen.

7 Schlussfolgerungen

7.1 Forschungsbedarf

Bei der Bearbeitung des Projekts hat sich deutlich gezeigt, dass es für die Rettung des Europäischen Störs noch erheblichen Forschungs- und Handlungsbedarf gibt. Besonders hinsichtlich der speziellen Habitatanforderungen der Art und deren Wechselwirkungen gibt es noch zahlreiche offene Fragen. Erschwerend wirkt sich bei der Beantwortung dieser Fragestellungen aus, dass es infolge des Aussterbens der Art in deutschen Gewässern praktisch nicht mehr möglich ist, die Habitatnutzung in der Natur zu erforschen. Störindividuen aus Nachzuchten sind selten und kostbar, so dass aktuell nur wenige Individuen für Forschungszwecke zur Verfügung stehen. Analogieschlüsse aus Forschungsergebnissen, die mit verwandten Arten gewonnen werden sind nur bedingt geeignet und bedürfen der Validierung. Zu den Details der erforderlichen Forschung sei auf die entsprechenden Passagen im Nationalen Aktionsplan verwiesen. Aufgrund des äußerst kritischen Erhaltungszustands der Art ist es jedoch nicht opportun, mit Aktivitäten zur Wiederansiedlung des Störs ab zu warten, bis alle Fragen der Forschung bis ins letzte Detail geklärt sind.

7.2 Bedarf an detaillierter Datenerhebung im Rahmen der WRRL

Die WRRL soll dazu dienen, sukzessive den guten ökologischen Zustand bzw. des guten ökologischen Potentials von Gewässern zu erreichen. Die Fischfauna stellt ein wesentliches Qualitätskriterium für die Beurteilung dieses Zustands dar. Da der Europäische Stör in den deutschen Gewässern schon seit Jahrzehnten ausgestorben ist, wurde diese Art nicht als Indikator für den Referenzzustand berücksichtigt. Aus fachlicher Sicht ist das fragwürdig, da die Art einen wesentlichen Indikator für den guten Zustand der größeren Fließgewässer und Küstengewässer darstellt, sie prinzipiell geeignet als Schirmart für andere Wanderfischarten angesehen werden kann und durchaus Chancen für eine Wiederbesiedlung der Gewässer bestehen. Da die WRRL das entscheidende Kriterium und Prüfstein für künftige Gewässerrenaturierungen ist, sollte der Stör künftig als Zielart für die genannten Gewässer berücksichtigt werden. Nur so kann gewährleistet werden, dass die Rettung des Störs gelingt. Im Rahmen der Umsetzung der WRRL sollten vermehrt biotische und abiotische Daten erhoben werden, die die Gewässereignung auch für den Stör charakterisieren. Neben der Passierbarkeit von Fließgewässern für die verschiedenen Lebensstadien der Störe sind dies vor allem Daten zu geeigneten Laich- und Jungfischhabitaten.

7.3 Ausbau des „Wasserblicks“ als Gesamtdatenbank für Habitatdaten großer Fließgewässer

Die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) betriebene Bund- Länder- Informations- und Kommunikationsplattform WasserBLICK (www.wasserblick.net) sollte als Gesamtdatenbank für Habitatdaten großer Fließgewässer ausgebaut werden. So könnte die fachliche Kompetenz der BfG genutzt werden, die im Rahmen vieler Einzelstudien und Untersuchungen erhobenen Habitatdaten zusammenzuführen und allen Interessenten zur Verfügung zu stellen, die sich für eine positive Entwicklung der Gewässerqualität einsetzen. Die bisher erhobenen Habitatdaten stellen eine wesentliche Grundlage für künftige Untersuchungen und Entscheidungen zur Wiedereinbürgerung dar, jedoch nur, wenn sie auch den Bearbeitern bekannt und verfügbar sind. So können aufwendige Doppelarbeiten vermieden und Datenlücken schnell identifiziert werden.

7.4 Modellierung der Genese von Habitatstrukturen

Die Habitatstruktur von Fließgewässern ist ein Produkt von Hydrodynamik und Morphodynamik. Beeinflusst wird die Ausgestaltung der Habitate dabei insbesondere von Aufbaugrad und Ausbauform des Gewässerkörpers. Die Genese von bestimmten Habitatstrukturen ist somit idealtypisch von Abfluss und Sediment über die Zeit geprägt. Aufgrund der Flussverbauung findet diese Ausbildung aber häufig nur in eingeschränktem Maße statt. So wird die Anlagerung von Sohlgeschiebe im Flussschlauch typischerweise nicht oder nur in den Bühnenfeldern beobachtet. Resultierend kommt es zu ausgeprägter Sohlmobilität, die der Besiedelung durch typische Faunenelemente des Makrozoobenthos entgegensteht. Aufgrund des Geschiebetransportes kommt es regional zu Eintiefungen, die mit einem Absinken des Grundwasserkörpers einhergehen. Diese multifaktoriellen Wechselwirkungen, sind nicht ohne weiteres aus den kartographischen Daten eines Flusslaufs abzuleiten. Zur Abschätzung der Ausprägungen dieser Veränderungen wurden wissenschaftliche Modelle entwickelt, um entsprechende Aussagen zu ermöglichen. Insbesondere für die Abschätzung der Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen und der damit verfolgten Zielstellung arbeiten diese Modelle jedoch vielfach nicht in der geforderten Auflösung. Auch hohe Rechnerleistungen ermöglichen nicht, einen Flussverlauf in hoher Auflösung zu modellieren, zudem hierfür vielfach die Eingangsdaten fehlen. In diesem Kontext stellt sich die Frage nach den relevanten Flussabschnitten, die zu betrachten sind und deren Potential einer Bewertung unterzogen werden soll.

So könnte anhand der Modelle ermittelt werden, welche Veränderungen an verschiedenen Gewässerabschnitten mit großer Wahrscheinlichkeit zur Entwicklung von Habitatstrukturen führen, die die Anforderungen der Störe an ihren Lebensraum erfüllen. Eine solche Modellierung setzt aber konkrete Planungsziele voraus, die für verschiedene Lebensstadien bislang nicht oder nur unzureichend bestimmt wurden.

Eine Umsetzung entsprechender Maßnahmen wäre aber nur in Zusammenarbeit und unter Federführung der Bundeswasserstraßenverwaltung möglich und dürfte nach dem heutigen Stand per se nicht mit Einschränkungen für die Binnenschifffahrt verbunden sein. Was in kleinskaligen Vorhaben noch möglich ist, würde bei größeren Vorhaben, wie der Anbindung von Mäandern, der Ausbildung von Insellagen oder der Entwicklung von sohlstabilen Flussabschnitten zu erheblichen Einschränkungen bezüglich der Realisierbarkeit führen.

Wichtig ist in dem oben aufgeführten Zusammenhang von Habitatqualität und Rehabilitierung auch die Forderung nach Sicherstellung einer immanenten Dynamik der geforderten Habitatstruktur. Kiesbänke wie auch sohlstabile Sedimente der Nahrungshabitate sind keine Endstufen der Gewässerentwicklung. Die Dynamik der Strukturen ist schon aus Gründen der Qualitätswahrung eine Zielstellung der Unterhaltung und wird im Fließgewässer durch stochastische Ereignisse gewährleistet. Saisonale Hochwässer stellen die wichtigsten Faktoren für die natürlichen morphologischen Veränderungen im Gewässer dar.

7.5 Einfluss von Parameteränderungen auf Fischverhalten und Überlebensrate von Eiern und Larven

Eine weitere wichtige Aufgabe besteht in der Aufklärung, inwiefern die Änderung von Parametern der Wasserqualität sich auf das Verhalten der Störe und die Überlebensrate der frühen Lebensstadien (Eier, Embryonen, Larven) auswirken. Insbesondere vor dem Hintergrund häufig schwankender Wassergüteparameter, die im Durchschnitt als fischverträglich gelten, ist diese Fragestellung von Bedeutung. Zusätzliche Relevanz bekommt diese Fragestellung, die zu ihrer Klärung in-situ-Untersuchungen oder Expositionsversuche bedarf, durch die spezielle Eientwicklung der Störe, die sich stark von der der Teleostei unterscheidet. Aufgrund der holoblastischen Furchungen und der stark differierenden Embryogenese sind die Eier, wie die der Anuren, besonders empfindlich gegenüber Umweltgiften.

Erste Untersuchungen zu diesen Fragestellungen werden seit 2011 in Frankreich an der Cemagref in Kooperation mit der Universität Bordeaux durchgeführt, um die möglichen Einschränkungen der Eignung natürlicher Laichhabitats zu ermitteln.

Am IGB wird derzeit ein Life-Stage-Habitat Modell für den Stör entwickelt, das als Grundlage zur Beurteilung von Beeinträchtigungen der Tiere durch externe Einflüsse dienen soll. Ziel ist es, sowohl für Plausibilitätsprüfungen bezüglich der Effekte von Beeinträchtigungen als auch zur Berechnung der Carrying Capacity ein zuverlässiges Werkzeug zu entwickeln.

8 Literatur

- Albrecht, M.-L. 1960. Die Elbe als Fischgewässer. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 10: 461-465.
- Anonymus 1905. Zur Verschmutzung der Stör bei Neumünster. *Deutsche Fischerei-Zeitung* 28, 434-435.
- Anonymus 1910. Von der Stör. – *Der Fischerbote*, Nr. 8, 1. August 1910, S. 210.
- Anonymus 1932. Fischer Richter aus Hodorf fing 75 Pfund schweren Stör in der Stör. *Schleswig-Holsteinische Tageszeitung*, Ausgabe A, Nr. 135, 4. Jg., 11. Juni 1932.
- Anonymus 1940. Fischerei in der Marsch. *Der Fischerbote*, Juni 1940, 101-108.
- Anonymus 1985. Krabbenfischer fing großen Stör in der Ostemündung. *Niederelbe Zeitung* 1985.
- ARGE Elbe 1991. Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verbesserung des gewässerökologischen Zustands der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven. ISSN 0939-3692.
- ARGE Elbe 2004. Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Koordinierungsraum Tideelbe. Bestandsaufnahme und Erstbewertung (Anhang II / Anhang IV der WRRL) des Tideelbestroms. (C-Bericht). Entwurf. Sonderaufgabenbereich Tideelbe der ARGE Elbe der Länder Hamburg – Niedersachsen – Schleswig – Holstein mit Wassergütestelle Elbe, 31.8.2004. 72pp.
- ARGE Elbe 2005. Konzept zur Überwachung des Zustands der Gewässer - Bearbeitungsgebiet Tideelbestrom – (C-Ebene). Entwurf. ARGE Elbe, Hamburg.
- Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser 1998. Wiederansiedlung von Wanderfischen im Wesereinzugsgebiet. Wassergütestelle Weser 57 pp.
- Arndt, G.-M., Gessner, J., Bartel, R. 2006. Characteristics and availability of spawning habitat for Baltic sturgeon in the Odra River and its tributaries. *J. Appl. Ichthyol.* 22 (Suppl. 1), 172-181.
- Arndt, G.-M., Gessner, J., Raymakers, C. 2002. Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe. *J. Appl. Ichthyol.* 18: 444-448.
- Atlantic Sturgeon Review Team 2007. Status Review Of Atlantic Sturgeon (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*). National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration 188pp.
- Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser 1998. Überprüfung der Laichhabitats im Wesereinzugsgebiet. Bericht der LimnoBios, Köthel an das Dezernat Binnenfischerei im NLÖ, Hildesheim. 57 p.

- Bain, M. B., Haley N., Peterson, D., Waldman, J.R., Arend, K., 2000. Harvest and habitats of Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, 1815 in the Hudson River estuary: Lessons for sturgeon conservation Bol. Inst. Esp. de Oceanogr. 16(4): 43-53.
- Becker, H. A. 2002. Die Stör – Der Stör. Amüsantes und Wissenswertes über den Fluss und den Fisch. – Books on Demand, Norderstedt, 94 S.
- Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Niedersächsisches Umweltministerium und Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) 2005. Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im Koordinierungsraum Tideelbe (B-Bericht). Sonderaufgabenbereich Tideelbe der ARGE Elbe der Länder Hamburg – Niedersachsen – Schleswig – Holstein mit Wassergüte-stelle Elbe. 84pp.
- Bergemann, M., Boehme, M., Schwehla, W. 2009. Fließgewässer im Elbeeinzugsgebiet. Orientierung von der Quelle zur Mündung. ARGE Elbe, Hamburg: 50p.
- Bergemann, M. & Gaumert, T. 2006. Gewässergütebericht der Elbe 2005. Studie im Auftrag der ARGE Elbe. ARGE Elbe, Hamburg: 65p.
- Bielenberg, R. 1925. Das Entwässerungswesen. –In: Heimatbuch des Kreises Steinburg 2, Verlag J.J. Augustin, Glückstadt, 297-332.
- Blankenburg, A. 1910. Von der Störfischerei in der Elbe. Der Fischerbote 2(1): 7-12.
- Boehlich, M. J. 2007. Untersuchungen zum Ausbau der Tideelbe. Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse der BAW. Vortrag BAW-Kolloquium 8.11.2007. unveröffentlicht.
- Böhme, M., Eidner, R., Ockenfeld, K., Guhr, H. 2002. Ergebnisse der fließzeitkonformen Elbe-Längsschnittbereisung 26.6. – 7.7.2000, Primärdaten. BfG – Schriften 1309.
- Brosse, L., Rochard, E., Dumont, P. & Lepage, M. 2000. First results on the diet of the European sturgeon, *Acipenser sturio*, in the Gironde estuary. Comparison with the benthic fauna. *Cybium* 24, 49-61.
- Buchwitz, H. 1960. Ein Beitrag zur Hydrologie des Elbstroms. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 10: 426-432.
- Bundesanstalt für Gewässerkunde. 1979. Bericht über den chemisch-biologischen Zustand der Stör von Kellinghusen bis zur Mündung. – Bearbeitet von K. Klein & T. Tittizer, Koblenz, 17 S.
- Bundesanstalt für Gewässerkunde. 2003. PCOEKO Datenbank zur Autökologie der Arten des deutschen Küstenraumes. (Stand Januar 2003)

Bundesanstalt für Gewässerkunde 2008. WSV-Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale – eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut. Untersuchung im Auftrage des Wasser- und Schifffahrtsamtes Cuxhaven. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. BfG – 1584.

Chebanov, M.S., Galich, E.V. 2010. Sturgeon Hatchery Manual. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 558: 303p.

Classen, T.E.A. 1944. Estudio bio-estadístico del sturion o solo del Guadalquivir (*Acipenser sturio* L.). *Instituto Espanol de Oceanografia* Trabajos 19.

Conze, L. 1924. Die Fischzucht im Kreise Steinburg. –In: Heimatbuch des Kreises Steinburg 1, Verlag J.J. Augustin, Glückstadt, 191-196.

Coutant, C. C. 2004. A riparian habitat hypothesis for successful reproduction of white sturgeon. *Reviews in Fisheries Science* 12: 23-73.

Desse-Berset, N., 2009. First archaeozoological identification of Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus* Mitchill 1815) in France. *Palevol* 8: 717-724.

Dettlaff, T. A., Ginsburg, A. S., Schmalhausen, O. I. 1993. Sturgeon Fishes, Developmental Biology and Aquaculture. Springer Verlag, Berlin. 300p.

Diercking, R. & Wehrmann, I. 1991. Artenschutzprogramm Fische und Rundmäuler in Hamburg. Umweltbehörde Hamburg-Naturschutzamt, 38:126pp.

Dröscher, W. 1926. Die Küstenfischerei. Pp. 238-286. In: Jahresbericht über die deutsche Fischerei 1925; Hrsg.: Reichsministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin.

Duncker, G. bearbeitet von W. Ladiges 1960. Die Fische der Nordmark. Abhandlungen und Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg, N. F. Bd. III, Supplement, Hamburg 1960, Kommissionsverlag Cram, De Gruyter u. Co., 432 S.

Edwards, R. E., Parauka, F. M., Sulak, K. J. 2007. New Insights into Marine Migration and Winter Habitat of Gulf Sturgeon. *American Fisheries Society Symposium* 56:183–196.

Ehrenbaum, E. 1894, Beiträge zur Naturgeschichte einiger Elbfische (*Osmerus eperlanus* L., *Clupea finta* Cuv., *Acerina cernua* L., *Acipenser sturio* L.). Beilage zu den Mitt. Deutsch. Seefisch. Ver. 10: 49pp.

Ehrenbaum, E. 1926. Die Eider als Störfluss und die Schonung des Störs. *Der Naturforscher*, 2(10): 10-15.

Ehrhorn, U. 2007. Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe): Sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflands. Entwurf unveröffentlicht.

Ehrhorn, U. 2007. Steckbrief Typ 22.3 (Subtyp Tideelbe): Ströme der Marschen. Entwurf unveröffentlicht.

Eichweber, G. 2005. Hydromorphologie des Elbeästuars. Unveröffentlichtes Papier, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Kiel

Elie, P. (Ed.) 1997. Restauration de l'esturgeon Europeen *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 pp. (Französisch).

Erickson, D. L. und Hightower, J. E. 2007. Oceanic Distribution and Behavior of Green Sturgeon. American Fisheries Society Symposium 56:197–211.

Fladung, E., Scholten, M., Wirtz, C. 2004. Verfügbarkeit und Nutzung von Sand- und Kiesbänken im Hauptstrom der unteren Mittel-Elbe als Laich- und Aufwuchshabitate für Fische. Verh. Ges. Ichthyol. 4:25-47.

Fleischhacker, T. & Kern, K. 2005. Hydromorphologische Referenzbedingungen für die Elbe von Schmilka bis Geesthacht (Strom-km 0,0 bis 585,9) . Abschlussbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde. www.elise.bfg.de

Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.) 2005. Zusammenfassender Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG (A-Bericht). Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.) 2005. Interaktiver Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG. <http://fgg-elbe.de/iab/iab/html/index.htm>

FGG Elbe 2009. Umweltbericht zur Strategischen Umweltprüfung für das Maßnahmenprogramm der FGG Elbe. FGG Elbe: 363pp.

Flussgebietsgemeinschaft Ems 2005. Bericht („Teil A“) der internationalen Flussgebietseinheit Ems - *Bericht 2005 EG-Wasserrahmenrichtlinie*. 122S.

Flussgebietsgemeinschaft Ems 2009. Internationaler Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der WRRL für die Flussgebietsgemeinschaft Ems. 266S.

Flussgebietsgemeinschaft Weser 2008. Die Fisch- und Rundmaularten in der Flussgebietseinheit Weser - eine Übersicht 13S.

Flussgebietsgemeinschaft Weser 2010. Gesamtstrategie Wanderfische in der Flussgebietseinheit Weser. 60S.

Flussgebietsgemeinschaft Weser 2010. Weserdatenbank <http://www.arge-weser.de/index.html>

- Fock, H., Ricklefs, K. (1996) Die Eider - Veränderungen seit dem Mittelalter. In: Warnsignale aus Flüssen und Aestuaren. Lozan JL, Kausch H (eds) Berlin: Paul Parey: 39-42.
- Fredrich, F., Kapusta, A., Ebert, M., Duda, A., Gessner, J. 2008. Migratory behaviour of young sturgeon, *Acipenser oxyrinchus* in the Oder River catchment - Preliminary results of a radio telemetric study in the Drawa River, Poland. *Archives of Polish Fisheries* 16: 105 – 117.
- Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Land Schleswig-Holstein, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Hamburg Port Authority 2010. Integrierter Bewirtschaftungsplan für Natura 2000 im Elbeästuar, www.naturaz2000-unterelbe.de
- Garniel, A., Mierwald, U. 2005. FFH-Gebiete im Elbästuar. Ziele für die Erhaltung und Entwicklung. Studie im Auftrag der FFH – Lenkungsgruppe norddeutscher Länder – Natura 2000 im Elbeästuar. Kieler Institut für Landschaftsökologie, Kiel, 109 pp.
- Gaumert, T. 1994. Maßnahmen zur Verbesserung des aquatischen Lebensraumes der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven. Studie im Auftrag der ARGE Elbe.
- Gaumert, T. 2001. Fischbestandskundliche Untersuchungen in der unteren Oste zwischen Bremervörde und Oberndorf (10. bis 12. April 2000). ARGE Elbe 19pp.
- Gaumert, T., Bergemann, M., Löffler, J. 2004. Tide-Oste. - Fischereibiologische Untersuchungen und ökologische Bewertung der Fischfauna. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, 102pp.
- Gaumert, T. & Hale, B. 2008. Die Bedeutung der Fremdfischarten in der Elbe. ARGE Elbe 14pp.
- Gaumert, D. & Kämmereit, M. 1993. Süßwasserfische in Niedersachsen. Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim: 1-162.
- Gaumert, T., Brock, R., Brunke, M., Dittrich, M., Jährling, K.-H., Lecour, C., Puchmüller, J., Rentsch, K., Signer, J., Anlauf, A., Scholle, J., Schuchardt, B. & Bildstein, T. 2009. Ermittlung überregionaler Vorranggewässer im Hinblick auf die Herstellung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler im Bereich der FGG Elbe sowie Erarbeitung einer Entscheidungshilfe für die Priorisierung von Maßnahmen. Abschlussbericht der FGG Elbe. 57 S.
- Gessner, J. & Bartel, R. 2000. Is there still suitable habitat for sturgeons in the Oder River tributary? Symposium on Conservation of the Atlantic Sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 in Europe, Madrid, Bol. Inst. Esp. Oceanograph. 16(1-4): 127-137.
- Gessner, J., Würtz, S., Kamerichs, C.-M., Kloas, W. 2009. Substrate related behavioural response in early life stages of American Atlantic sturgeon *A. oxyrinchus*. *J.Appl. Ichthyol.* 25 (Suppl. 2): 83–90.

- Gessner, J., Fredrich, F., Williot, P., Kirschbaum, F. 2010. Preparatory Measures and Initial Release as a prerequisite for the remediation of the European Sturgeon, *Acipenser sturio*, in Germany. Bull. Fish. Biol. 11: 21-36.
- Gessner, J., Tautenhahn, M., von Nordheim, H., Borchers, T. 2010. Nationaler Aktionsplan zum Schutz und zur Erhaltung des europäischen Störs (*Acipenser sturio*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn, 84p.
- Gessner, J., Spratte, S., Kirschbaum, F. 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. Pp. In: Williot, P., Rochard, E., Desse-Berset, N., Kirschbaum, F., Gessner, J. Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758 Springer, Heidelberg, Dordrecht, London, 663p.
- Guilbard, F., Munro, J., Dumont, P., Hatin, D., Fortin, R. 2007. Feeding Ecology of Atlantic Sturgeon and Lake Sturgeon Co-Occurring in the St. Lawrence Estuarine Transition Zone. American Fisheries Society Symposium 56:85–104.
- Grotjahn, M. & Grotjahn, K. 2006. Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe. Studie im Auftrag des NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg.
- Habermann, C., Schöl, A., Uffmann, N., Büttner, H. 2006. Die Elbevertiefung 1999 - Ökologische Zusammenhänge zu Sauerstoffhaushalt und Sedimentdynamik -. BfG – 1523.
- Hagge, A., Eggert, F., Krieg, H.-J., Schubert, H.-J., Stiller, G. 2003. Untersuchungen zur EU- Wasser-rahmenrichtlinie in ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein, Stör (Band 4).
- Hatin, D., Lachance, S., Fournier, D. 2007a. Effect of Dredged Sediment Deposition on Use by Atlantic Sturgeon and Lake Sturgeon at an Open-Water Disposal Site in the St. Lawrence Estuarine Transition Zone. American Fisheries Society Symposium 56:235–255.
- Hatin, D., Munro, J., Caron, F., Simons, R.D. 2007b. Movements, Home Range Size, and Habitat Use and Selection of Early Juvenile Atlantic Sturgeon in the St. Lawrence Estuarine Transition Zone. American Fisheries Society Symposium 56: 129–15.
- Heemken, O. P., Theobald, N., Stachel, B. 1998. Verteilung von organischen Kontaminanten zwischen wässriger und partikulärer Phase in der Elbe und der Deutschen Bucht. Studie im Auftrag der ARGE Elbe.

- Heise, S., Claus, E., Heininger, P., Krämer, T., Krüger, F., Schwartz, R., Förstner, U. 2005. Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet. Ursachen und Trends. Studie im Auftrag der Hamburg Port Authority.
- Heyking, F. 1914. Die Stör, das „Non plus ultra“ einer Flussverunreinigung durch Industrieabwässer. – Fischerei Zeitung, Nr.3, Bd. 17, 18. Januar 1914, 25-27.
- Hildebrand, L., McLeod, C., McKenzie, S. 1999. Status and management of White sturgeon in the Columbia River in British Columbia, Canada: an overview. In: Rosenthal H. *et al.*, (Eds.), 1999: Proceedings of the 3rd International Symposium on Sturgeon. Piacenza, Italy 1997. J. Appl. Ichthyol. 15 (4-5): 164-172.
- Hirschhäuser, T., Altenhofen D., Bergemann, M. Frost, D., Gade, R., Gaumert, T., Rahlf, H, Rebehn, V., Schwartz, R. 2008. Wärmelastplan für die Tideelbe. Sonderaufgabenbereich Tideelbe der Länder Hamburg – Niedersachsen – Schleswig-Holstein 19pp.
- Holcik, J., Kinzelbach, R., Sokolov, L.I., Vasiliev, V.P. 1989. *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 pp. 367-394. In: The Freshwater Fishes of Europe, Acipenseriformes HOLCIK, J. (ed.). AULA Verlag, Wiesbaden.
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE). 2009. Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe, Teil A. IKSE
- IKSR 2009. Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007 Teil A Synthesebericht über die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten /Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische ISKE Berichte 168: 22pp.
- IKSR 2010. Vergleich des Istzustandes mit dem Sollzustand des Rheins 1990 bis 2006. IKSR Berichte 180: 72pp.
- IKSR 2010. Masterplan Wanderfische Rhein. IKSR Berichte 179d: 33pp.
- Jakob, E. 1996. Das Potential des Unteren Niederrheins als Laich- und Bruthabitat des europäischen Störs *Acipenser sturio*. Unveröffentlichter Forschungsbericht.
- Kaeding, J. & Rummel, W. 1960. Chemische und physikalische Beschaffenheit des Elbstroms im Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 10: 436-443.
- Kahnle, A. W., Hattala, K.A., McKown, K.A. 2007. Status of Atlantic Sturgeon of the Hudson River Estuary, New York, USA. American Fisheries Society Symposium 56:347–363.
- Kerr, S. J., M. J. Davison and E. Funnell. 2010. A review of lake sturgeon habitat requirements and strategies to protect and enhance sturgeon habitat. Fisheries Policy Section, Biodiversity Branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 58 p.

- Kinzelbach, R. 1987. Das ehemalige Vorkommen des Störs, *Acipenser sturio* (Linnaeus 1758) im Einzugsgebiet des Rheins (Chondrostei: Acipenseridae) Z. angew. Zool. 74(2): 167-200.
- Klapper, H. 1960. Der biologische Zustand der Elbe im Gebiet der DDR. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 10: 444-448.
- Klinge, W. 1972: Das Störsperwerk – Eine Küstenschutzmaßnahme. – Hansa, 109. Jg., Nr. 13: 1169-1172.
- Krieg, H.-J. & Jacobi, A. 2007. Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe. - Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna). Verifikation und Praxistest des Ästuartypie-Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Tideelbe (2006). Abgestimmte Endfassung (Vers. III/02.07). Studie im Auftrag der ARGE Elbe.
- Kynard, B. 1997. Life history, latitudinal patterns, and status of shortnose sturgeon, *Acipenser brevirostrum*. Env. Biol. Fish. 48: 319-334.
- Landesamt für Natur Und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2002. Gewässergütekarte Schleswig-Holstein. Stand: November 2002.
- Landesamt Für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein 1978: Untersuchungen des Zustandes und der Benutzung der Stör von der Quelle bis zur Mündung. – Kiel, Oktober 1978, 91 S.
- Landesfischereiverband Weser-Ems. 2003. Fauna der Unteren Ems. Untersuchungsbericht Oktober 2001- Oktober 2002. 24 pp.
- Landois, K. 1892. Westfalens Tierleben in Wort und Bild - Band 3 Die Reptilien, Amphibien und Fische. Verlag Ferdinand Schöningh, Paderborn. 439S.
- Laney, R. W., Hightower, J. E., Versac, B. R., Mangold, M. F., Cole, W. W., Winslow, S. E. 2007. Distribution, Habitat Use, and Size of Atlantic Sturgeon Captured during Cooperative Winter Tagging Cruises, 1988–2006. American Fisheries Society Symposium 56:167–182.
- Ludwig, A., Debus, L., Lieckfeldt, D., Wirgin, I., Benecke, N., Jenneckens, I., Williot, P., Waldman, J. R. & Pitra, C. 2002. When the American sea sturgeon swam east - A colder Baltic Sea greeted this fish from across the Atlantic Ocean in the Middle Ages. *Nature* 419: 447-448.
- Magnin, E., 1962: Recherches sur la systématique et la biologie des Acipenséridés: *Acipenser sturio* L., *Acipenser oxyrinchus Mitchill* et *Acipenser fulvescens* Raf. Extrait des Annales de la Station Centrale d'Hydrobiologie Appliquée, Paris 9: 1-242 p. - Thèse de Docteurs Sciences Naturelles, Univ. de Paris. Imprimerie Nationale, Sér. A, No. 3964.

Magnin, E. & Beaulieu, G. 1963. Etude morphométrique comparée de *Acipenser oxyrhynchus* Mitchell du Saint-Laurent et *Acipenser sturio* Linné de la Gironde. Naturaliste Canadien. 90:5-38

Maury-Brachet, R., Rochard, E., Durrieu, G., Boudou, A. 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. Env Sci Pollut Res 15 (1) 89-94.

McAdam, S.O. in press. Effects of substrate condition on the rapid hiding response of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) during early life history, and potential implications for recruitment. Can. J. Fish. Aquat. Sci.68: 812-822.

McQuinn, I. H. & Nellis, P. 2007. An Acoustic-Trawl Survey of Middle St. Lawrence Estuary Demersal Fishes to Investigate the Effects of Dredged Sediment Disposal on Atlantic Sturgeon and Lake Sturgeon Distribution. American Fisheries Society Symposium 56:257–271.

Meyer, Th., Berg, T., Fürhaupter, K., Maczassek, K. 2006. Bewertung von Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL. Test einer MarBIT-Erweiterung. Studie im Auftrag des NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg.

Ministerien Bremen, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen 2005. Bewirtschaftungsplan Flussgebietseinheit Weser 2005, Bestandsaufnahme Teilraum Ober- und Mittelweser. Ministerien Bremen, Niedersachsen 2005. Bewirtschaftungsplan Flussgebietseinheit Weser 2005, Bestandsaufnahme Teilraum Tideweser. Ministerien NRW, Niedersachsen, Niederlande 2005. WRRL - Bericht („Teil A“) der internationalen Flussgebietseinheit Ems

Ministerien NRW, Niedersachsen, Niederlande 2007. Bericht zu den Überwachungsprogrammen gemäß Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Ems.

Ministerien Sachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2005. Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG für den Koordinierungsraum Mulde-Elbe-Schwarze Elster (B-Bericht).

Ministerien Schleswig-Holstein, Brandenburg, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.) 2005. Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im Koordinierungsraum Mittlere Elbe/Elde (B-Bericht).

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein 2004. Flussgebietseinheit Eider. Bericht über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein 2009. Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für die Flussgebietseinheit Eider.

Ministerium Niedersachsen 2005. WRRL - B-Bericht Untere Ems

Ministerium Niedersachsen, Niederlande 2005. Bestandsaufnahme gemäß Artikel 5 der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) Bearbeitungsgebiet Ems-Dollart –Ästuar

Mohr, E. 1952. Der Stör. Brehmsche Verlagsbuchhandlung, Leipzig.

Möller, H. 1997 Gutachten zu Fischverlusten an der Rechenanlage des KKW Brockdorf. Unveröffentlichtes MS, Universität Kiel .

Moser, M. L. & Lindley, S. T. 2007. Use of Washington estuaries by subadult and adult green Sturgeon. *Environ Biol Fish* 79:243–253.

Naumann, S., Schriever, S., Möhling, M., Hansen, O. 2003. Bedeutung der Nebenflüsse für den Stoffhaushalt der Elbe. *BfG* 1382.

Nellis, P., Munro, J., Hatin, D., Desrosiers, G., Simons, R. D., Guilbard, F. 2007. Macrobenthos Assemblages in the St. Lawrence Estuarine Transition Zone and Their Potential as Food for Atlantic Sturgeon and Lake Sturgeon. *American Fisheries Society Symposium* 56:105–128.

Nellis, P., Senneville, S., Munro, J., Drapeau, G., Hatin, D., Desrosiers, G., Saucier, F. J. , 2007. Tracking the Dumping and Bed Load Transport of Dredged Sediment in the St. Lawrence Estuarine Transition Zone and Assessing Their Impacts on Macrobenthos in Atlantic Sturgeon Habitat. *American Fisheries Society Symposium* 56:215–234.

Nemitz, A. 2010. Perspektiven für eine Wiederansiedlung des Europäischen Störs (*Acipenser sturio* L., 1758) im Einzugsgebiet des Rheins. Unveröffentlichte Studie des Rheinischen Fischereiverbands von 1880 e.V.

Nestmann, F. & Büchele, B. (Hrsg.) 2002. Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), 468 S.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2009. Artenlisten Makrozoobenthos, Makrophyten.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2009. Niedersächsischer Beitrag für den Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Elbe.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Geschäftsstelle Ems 2009. Internationaler Bewirtschaftungsplan Nach Artikel 13 Wasserrahmenrichtlinie für die Flußgebietseinheit Ems, Bewirtschaftungszeitraum 2010 – 2015.

Niemitz, W. 1960. Der Unterlauf der Elbe und seine Beeinflussung im Hamburger Raum. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 10: 449-455.

- Ninua, N. S. H. 1976. Atlanticheskiï osetr reki Rioni, Atlantic sturgeon of the Rioni River. Editions Metsniereba Editions, 122 p. (Russisch).
- Paragamian, V. L., McDonald, R., Nelson, G. J., Barton, G. 2009. Kootenai River velocities, depth, and white sturgeon spawning site selection - a mystery unraveled? *Journal of Applied Ichthyology* 25(6): 640-646.
- Petru, A. 1960. Probleme der Reinhaltung und Sanierung der Elbe und ihrer Nebenflüsse auf dem Hoheitsgebiet der Tschechoslowakischen Sozialistischen Republik. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 10: 433-435.
- Quantz, H. 1903. Störfischerei und Störzucht im Gebiete der deutschen Nordseeküste. *Mitteilungen des Deutschen Seefischerei-Vereins XIX*: 176-204.
- Randall, M. T. & Sulak, K. J. 2007. Relationship between Recruitment of Gulf Sturgeon and Water Flow in the Suwannee River, Florida. *American Fisheries Society Symposium* 56:69–83.
- Reincke, H. 2002. Querbauwerke und Fischaufstiegshilfen in Gewässern 1. Ordnung des deutschen Elbeeinzugsgebietes - Passierbarkeit und Funktionsfähigkeit -. Studie im Auftrag der ARGE Elbe.
- Ripl, W., Trillitzsch, F., Backhaus, R., Blume, H.-P., Widmoser, P. 1996. Entwicklung eines Land-Gewässer Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässer (Stör-Projekt I und II) – Endbericht für das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) und des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein Förderkennzeichen: 0339310A und 0339538. 220pp.
- Rochard, E., Lepage, M., Meauzé, L. 1997. Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquat.Living Resour.* 10(2): 101-109.
- Rochard, E., Lepage M., Dumont, P., Tremblay, S. & Gazeau, C., 2001. Downstream migration of juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde estuary. *Estuaries* 24: 108-115.
- Rochard, E. (ed). 2002. Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* [Restoration of the European sturgeon *Acipenser sturio*], Rapport scientifique Contrat LIFE n° B - 3200 / 98 / 460. Cemagref.
- Roeske, I. & Kloep, F. 2002. Bedeutung der Biofilme im Interstitial der Elbe für die Stoffdynamik, die Sohlpermeabilität und die Nährstoffelimination. Abschlussbericht, Institut für Mikrobiologie, Technische Universität Dresden.
- Schiemenz, F. 1967. Wurde der Stromausbau durch weitgehende Opferung der örtlichen Fischerei rentabel? Unveröffentlichtes Manuskript, 36 S.

- Schneider, J. 2009. Fischökologische Gesamtanalyse einschließlich Bewertung der Wirksamkeit der laufenden und vorgesehenen Maßnahmen im Rheingebiet mit Blick auf die Wiedereinführung von Wanderfischen. IKSE Berichte 167: 165pp.
- Schneider, J. & Korte, E. 2009. Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007 Teil II-E Qualitätskomponente Fische – Monitoring Rheinfischfauna (Stand 2007) IKSE Berichte 173: 91pp.
- Scholle, J., Schuchhard, B., Kraft, D. 2006. Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Gutachten zur WRRL im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein.
- Scholle, J., Schuchardt, B., Rückert, P., Bildstein, T. 2008. Konzeption zur Umsetzung der ökologischen Durchgängigkeit in den Fließgewässern des Landes Sachsen-Anhalt. Ermittlung von Vorranggewässern. Studie im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Magdeburg. 97 S.
- Schuchhard et al. in Gönnert et al. (Hrsg.): Geographie der Meere und Küsten 2007. Vergleichende Bewertung der ökologischen Situation der inneren Ästuare von Eider, Elbe, Weser und Ems: Was hat sich nach 20 Jahren verändert?
- Secor, D. H., Niklitschek, E. J., Stevenson, J. T., Gunderson, T. E., Minkinen, S. P., Richardson, B., Florence, B., Mangold, M., Skjveland, J., Henderson-Arzapalo, A. 2000. Dispersal and growth of yearling Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus* released into Chesapeake Bay. *Fishery Bulletin* 98(4): 800-810.
- Seedorf, H.H. 2006. De groote Fisch in de Ost. Pp. 64-65. In: Loewe, E., Stock, W.-D. (Eds.) *Die Oste von der Quelle bis zur Mündung*. Verlag Atelier im Bauernhaus. 318pp.
- Smith T.I.J., Clugston J.P., 1997: Status and management of Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*, in North America. *Env. Biol. Fish.*, 48 (1-4): 335-346.
- Späh, H. 1998. Überprüfung der Fischpässe an der Weser. Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser.
- Spratte, S. & Hartmann, U. 1992. Daten zur limnischen Fischfauna im Eidergebiet. *Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein und dem Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V., Kiel, Germany*.
- St. Pierre R. (1996) Breeding and Stocking Protocol for cultured Atlantic sturgeon. Final Report from the Atlantic Sturgeon Aquaculture and Stocking Committee to the Atlantic States Marine Fisheries Commission Atlantic Sturgeon Management Board. 16pp.

Van Eenennaam, J. P. & Doroshov, S. I. 1998. Effects of age and body size on gonadal development of Atlantic sturgeon. *J. Fish Biol.* 53: 624-637.

Yi, Y., Wang, Z., Yang, Z. 2010. Two-dimensional habitat modelling of Chinese sturgeon spawning sites. *Ecological Modelling* 221: 864-875.

Van Winden, A. *et al.* 2000. L'esturgeon européen, le retour dans le Rhin [The European sturgeon, the return to the Rhine]. Stichting Ark/WWF, 130 pp.

Williot, P., Rochard, E., Castelnaud, G., Rouault, T., Brun, R., Elie, P. 1997. Biological and ecological characteristics of European Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, as foundations for a restoration program in France. *Environmental Biology of Fishes* 48: 359-370.

Zoologisches Museum der Universität Hamburg, Abt. Ichthyologie 2010. Untersuchungen der Fischfauna des Elbeästuars. Natura-2000 – Fachbeitrag, unveröffentlicht.