

1 Einleitung

1.1 Aktuelle Bestandssituation

Gegenwärtig ist ein zunehmender Rückgang der Biodiversität der Fauna und Flora zu verzeichnen. Auch die größten Süßwasserfische der nördlichen Hemisphäre (SOKOLOV & BERDICHEVSKII, 1989; BEMIS et al., 1997), die migrierenden Störe (Acipenseridae), sind von diesem Verlust an Artendiversität betroffen (DEBUS, 1997). Die meisten der 27 Stör-Arten sind inzwischen in ihrer Verbreitung reduziert, werden als vom Aussterben bedroht oder als bereits ausgestorben klassifiziert (ROCHARD et al., 1990; BIRSTEIN, 1993; BIRSTEIN et al., 1997; KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000). Diese bedrohliche Situation spiegelt sich auch in der Präsenz der Störarten in nationalen und internationalen Roten Listen wider. So wird beispielsweise der Europäische Stör *Acipenser sturio* L., 1758 in den Roten Listen von Russland, Frankreich, Spanien, Polen und Deutschland geführt (LELEK, 1987; HOLCIK et al., 1989; DEBUS, 1997; KINZELBACH, 1997), und gilt in Europa als bedroht, verschollen oder ausgestorben (HOLCIK et al., 1989; LELEK, 1987; SPRATTE, 1994; DEBUS, 1995b; BIRSTEIN et al., 1997, KIRSCHBAUM et al., 2000). Bezüglich der Verbreitung in Deutschland wird *A. sturio* bereits Anfang der 1980er Jahre von BLESS & LELEK (1984) als verschollen oder ausgestorben betrachtet. BLESS et al. (1994) bestätigen das Ausgestorben-Sein im Raum der Baltischen See (Ostsee), trotz vereinzelter Fänge im Nord- und Ostseeraum (SPRATTE & ROSENTHAL, 1996; PAAVER, 1996).

Mittlerweile ist die einzige rezente Population im Mündungsdelta der Gironde-Garonne-Dordogne in Frankreich zu finden (ROCHARD et al., 1990; LEPAGE & ROCHARD, 1995; WILLIOT et al., 1997). Möglicherweise existieren auch noch Bestände im Rioni in Georgien (NINUA, 1976; NINUA & TSEPKIN, 1984) bzw. im Buna in Albanien (KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000).

Die Gironde Population verzeichnet jedoch weiterhin einen dramatischen Rückgang der Individuen (ROCHARD et al., 1990; KIRSCHBAUM et al., 2000), so dass eine Erholung des französischen Bestandes durch natürliche Reproduktion auch aus Mangel an adulten, laichreifen Fischen unwahrscheinlich ist.

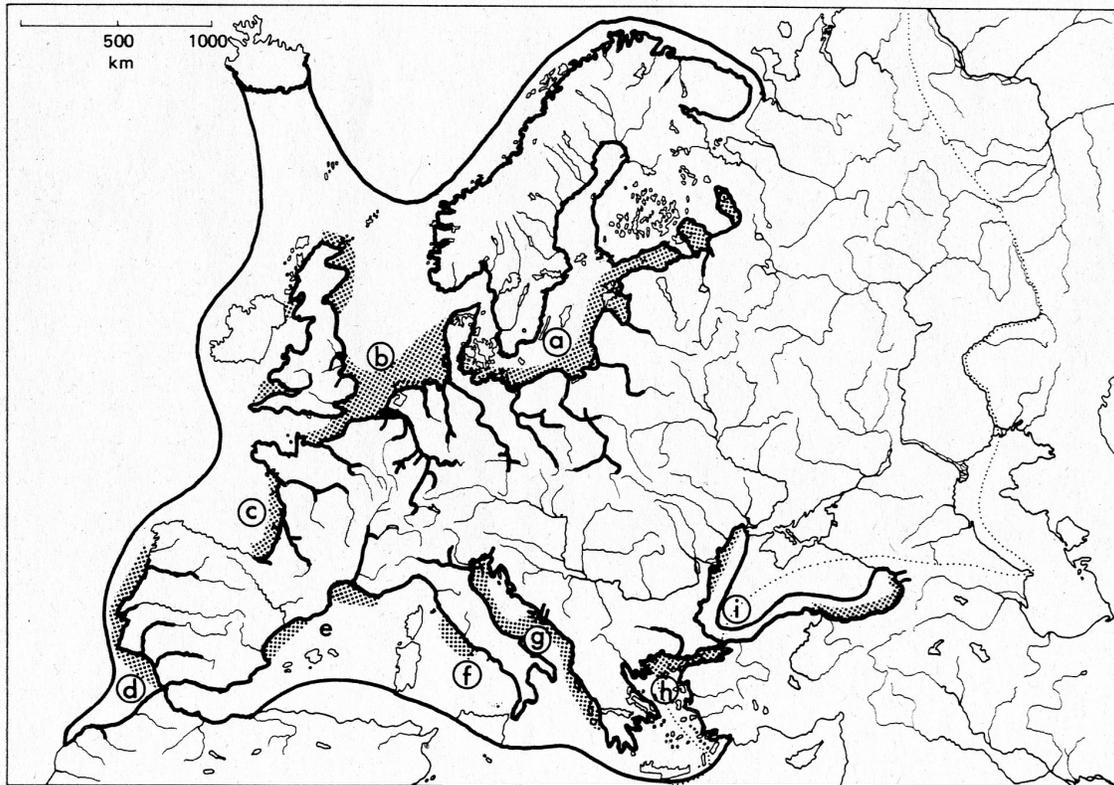


Abb. 1.1: Geographische Verbreitung von *Acipenser sturio*. Die Punkte verdeutlichen Einzelfänge, während die Buchstaben die Hauptverbreitungsgebiete bezeichnen. (a) Baltisches Meer (Ostsee) und Zuflüsse (b) südliche Nordsee, Ärmelkanal und Zuflüsse (c) Golf von Biscaya und Zuflüsse (d) iberatlantische Wasserscheide (e) ligurische Wasserscheide (f) tyrrhenische Wasserscheide (g) adriatische und ionische Wasserscheiden (h) nord-ägäische Küste und Küste des Mamara-Meeres (i) Schwarzmeer Küste (aus HOLCIK et al., 1989).

1.2 Historische Entwicklung, Zoogeographie

1.2.1 Einführung

Die Störartigen (*Acipenseriformes*) sind eine der ältesten bekannten, noch lebenden Süßwasserfischformen und kommen seit ca. 200 Millionen Jahren auf der Erde vor (HOCHLEITHNER, 1996; BEMIS, et al., 1997). Aufzeichnungen berichten von Vertretern der Gattung *Acipenser* in England aus dem Eozän (vor 29 Millionen Jahren) und aus Deutschland aus dem Miozän (vor 15 Millionen Jahren) (DEBUS, 1995b). Funde oder Erwähnungen des Europäischen Störs *A. sturio* beispielsweise gehen zurück bis 4000 Jahre vor Christus, unter anderem aus jungsteinzeitlichen Ansiedlungen an der Südküste der Baltischen See (TSEPKIN, 1984, in KINZELBACH, 1997). Die Fische der Gattung *Acipenser* können daher zu Recht als lebendes Fossil bezeichnet werden (GARDINER, 1984; DEBUS, 1995b). Der Europäische Stör überdauerte in der Nord- und Baltischen See und den großen Flüssen von West-Europa bis ungefähr 1850.

Allerdings handelte es sich nach neusten genetischen, morphologischen und archäologischen Erkenntnissen bei der Ostsee-Population nicht um den Europäischen Stör *A. sturio*, der in seinem Bestand vernichtet wurde, sondern um Individuen des Atlantischen Störs *A. oxyrinchus*. Denn diese Art verdrängte vermutlich auch infolge der kleinen Eiszeit die ursprüngliche Störart zwischen 800-1200 n. Chr. aus dem Baltischen Meer, bevor auch sie Jahrhunderte später durch die menschlichen Einflüsse in Europa ausgelöscht wurde (LUDWIG et al., 2002).

Acht der 25 Störarten der Familie Acipenseridae kommen in Europa vor: *Acipenser gueldenstaedti*, *A. naccari*, *A. nudiventris*, *A. persicus*, *A. ruthenus*, *A. stellatus*, *A. sturio* und *Huso huso* (HOLCIK, 1989; DEBUS, 1997).

Das enorme Verbreitungsgebiet des Europäischen Störs (Abb. 1.1) erstreckte sich von der Weißen und Baltischen See (Ostsee), über die Nordsee, den östlichen Atlantik, das Mittelmeer bis hin zum Schwarzen Meer (HOLCIK et al., 1989, KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000). Bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts war der Europäische Stör auch noch an allen europäischen Küsten heimisch und stieg zur Fortpflanzung (Laichen) in die meisten großen Flüsse (ROCHARD et al., 1990) auf. Mitte des 20. Jahrhunderts existierte *A. sturio* noch entlang der Küsten von Frankreich (Südwesten) (MAGNIN, 1962), Portugal und Spanien (CLASSEN, 1944; GUTIERREZ RODRIGUEZ, 1962), der Adria (HOLCIK et al., 1989) und dem Schwarzen Meer (ANTIPA, 1934; NINUA, 1976 in WILLIOT et al., 1997). Die Populationen entlang der Iberischen Halbinsel (ALMACA, 1988; ELVIRA et al., 1991; ELVIRA & ALMODOVAR, 1993), in Frankreich (CASTELNAUD et al., 1991) und in Rumänien an der Mündung der Donau (BACALBACA-DOBROVICI, 1991, 1997) haben seitdem abgenommen oder sind inzwischen nahezu ausgelöscht (WILLIOT et al., 1997).

1.2.2 Historische Entwicklung in Frankreich

In Frankreich wurde der Europäische Stör wegen seines Fleisches (BENNECKE, 1986, in WILLIOT et al., 1997) vor allem im Südwesten des Landes befischt (LAPORTE, 1853; ROULE, 1922, WILLIOT et al., 1997). Auch in der Garonne, der Dordogne, dem Mündungsdelta der Gironde und dem angrenzenden marinen Kontinentalschelf wurde er gefangen (LETACONNOUX, 1961, WILLIOT et al., 1997). Seit 1920 wurde die Population in der Gironde auch wegen des Kaviars befischt (ROCHARD et al., 1990; WILLIOT et al., 1997).

Der durchschnittliche, jährliche Fang in den 1950er und 1960er Jahren betrug ca. 50 Tonnen, mit jeweils 3 Tonnen Kaviar (SPILLMANN, 1961; MAGNIN, 1962; HOLCIK et al., 1989;

KINZELBACH, 1997). Der stetige und schließlich dramatische Rückgang dieser Population in den 1970er Jahren (ROCHARD et al., 1990; KIRSCHBAUM et al., 2000) war jedoch nicht mehr zu verhindern und spiegelt sich auch in den absoluten Fangzahlen wider. So wurden 1947 noch 4000 Individuen angelandet, 1963 jedoch nur noch 195 und 1980 lediglich 12 (CEMAGREF & AGEDRA, 1987, in SPRATTE, 1994). Die letzten natürlichen Reproduktionen wurden im Sommer 1980, 1988 und 1994 beobachtet (WILLIOT et al., 1997, LUDWIG et al., 2004, WILLIOT et al., 2004).

In den frühen 1970er Jahren war *A. sturio* in Frankreich damit wirtschaftlich nicht mehr interessant und es wurde deutlich, dass ein Überleben der Spezies nur durch ein umfangreiches Schutzprogramm gesichert werden konnte (WILLIOT et al., 1997).

Aufgrund des großen Verbreitungsgebietes der Gironde-Population von *A. sturio* während der Meeres-Lebensphase, das sich von der Bucht der Biscaya bis hin zum Bristol Kanal und der Nordsee erstreckt (ROCHARD et al., 1990; CASTELNAUD et al., 1991; WILLIOT et al., 1997), und des Umstandes, dass ihre Individuen flache, litorale Gebiete (10-70 m Tiefe) bewohnen (WILLIOT et al., 1997), blieb und bleibt der Befischungsdruck weiterhin bestehen. Unbeabsichtigte (Beifang) und illegale Fänge auf See kommen in der Nähe der Gironde Mündung häufig vor, und stellen derzeit die größte Bedrohung für den Restbestand des Europäischen Störes dar (ROCHARD et al., 1990; WILLIOT et al., 1997).

Eine weitere potentielle Gefahr besteht in der möglichen Invasion/Einführung einer fremden, nicht endemischen Störspezies (DEBUS, 1997) im Verbreitungsgebiet von *A. sturio*. Dieser steht bereits in der Gironde in direkter Konkurrenz zum Sibirischen Stör *A. baerii* (BROSSE, persönliche Mitteilung).

1.2.3 Historische Entwicklung in Deutschland

Bis Ende des 19. Jahrhunderts war *A. sturio* die vorherrschende Spezies der Fischgemeinschaften in allen großen Deutschen Flüssen (KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000) und für die Fischerei von besonderer Bedeutung (BENECKE, 1881; QUANTZ, 1903; BLANKENBURG, 1910; SELIGO, 1931; EHRENBAUM, 1936; KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000).

Gegen Mitte des 19. Jahrhunderts begann die Auslöschung des gesamten Deutschen Bestandes, sowohl in der Nordsee (KINZELBACH, 1997) als auch der Ostsee (DEBUS, 1997) und ihren Zuflüssen, und endete bereits 30 (KINZELBACH, 1997) bzw. 50 Jahre später (DEBUS, 1997).

Die wichtigsten Flüsse der Störfischerei in Deutschland waren die Eider, die Elbe und der Rhein (KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000) und die bedeutendsten Orte zur Störbefischung waren das Rheindelta in den Niederlanden, die Laichgründe im Rhein nahe Worms, die Mündung der Eider, der Stör und der Oste, sowie der Elbe und die ehemaligen Stromschnellen unterhalb der Kathedrale von Magdeburg in der Mittelelbe (KINZELBACH, 1997). Die Störfänge in der Ostsee betrug nur etwa 1/3 der Nordsee-Fänge. Das Oderhaff, die Pommersche Küste und die Danziger Bucht waren die bevorzugten Fanggebiete (DEBUS, 1995b). Das Ablachen erfolgte in der Oder und der Weichsel, sowie ihren Zuflüssen als auch ostwärts dieser Flüsse (DEBUS, 1995b). Im westlichen Teil der Ostsee waren Störe jedoch selten zu finden, denn es mangelte an Flüssen, die sich aufgrund ihrer Größe für diadrome Wanderungen eigneten (MOEBIUS, HEINCKE, 1883; MEYER, 1934; MOHR, 1952; DEBUS, 1995b). So verlief die geographische Grenze für die Reproduktion des Europäischen Störs wahrscheinlich westlich des Flusses Peene (ANONYMUS, 1892; DEBUS, 1995b).

1880 wurde die Befischung bis zu den Küstenregionen der Elbe, und 1885 bis zur Weichsel ausgedehnt (BLANKENBURG, 1910; DEBUS, 1997). Mit der Entwicklung von Diesel-Motoren wurde der Europäische Stör auch auf der offenen See befischt (STERNER, 1918, DEBUS, 1997). Bereits nach 1894 war ein starker Rückgang der Störfänge in der Ostsee (Baltischen See) zu verzeichnen (Debus, 1996; KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000). Dies galt in zunehmendem Maße auch für die Zuflüsse der Nordsee. So betrug der jährliche Durchschnittsfang in den 1880er Jahren im Bereich der Unterelbe und der Elbmündung noch 7000 Individuen (SPRATTE, 1994). Aber schon 1888 deutete sich der Untergang der unterelbischen Störfischerei an, denn es wurden nur noch 3500 Exemplare angelandet. Um die Jahrhundertwende wurden nach Blankenburg (1910) in der Elbe und Elbmündung noch 1275 Störe gefangen, 1909 betrug der Fang in der Unterelbe jedoch nur noch 67 Fische (SPRATTE, 1994). Seit den 1920er Jahren hatte der Europäische Stör seine wirtschaftliche Bedeutung verloren (HOLCIK et al., 1989; DEBUS, 1997).

Lediglich die Eider fungierte in den 1920er Jahren noch als einziges intaktes Störbrutgebiet und letzte Störkinderstube in Deutschland (STEINERT, 1951; SPRATTE, 1994). In den 1930er gab es regelmäßige Stör-Fischerei nur noch in der Eider und beiderseits ihrer Mündung (SPRATTE, 1994). Die letzte natürliche Störfortpflanzung fand in der Eider 1934/35 statt (KROEZUS, 1967; SPRATTE, 1994), d.h. ein Jahr vor der Eiderabdämmung bei Nordfeld. Die Population in der Eider war die letzte verbliebene und bestand bis in die 1960er Jahre (SPRATTE & ROSENTHAL, 1996). Allerdings belegen die Fänge von 15 bis 20 Juvenilen von *A. sturio* in der Oste und der Unterelbe Ende der 1950er Jahre eine weitere erfolgreiche,

natürliche Vermehrung (ANONYMUS, 1958; GAUMERT & KÄMMEREIT, 1993). Der letzte bekannte Störfang aus der Eider stammt vom 13.08.1969, ein 2,60 m großer Störrogner (SPRATTE, 1994).

Die letzten Störe der Ostsee wurden 1931 nahe der Insel Rügen, 1950 in der Stettiner Bucht (Oderhaff/Stettiner Haff), 1967 vor Gotland, 1971 in der Gdansker Bucht (Danziger Bucht) (DEBUS, 1995b; DEBUS, 1997) und 1996 (24.Mai) vor Estland (PAAVER, 1996; DEBUS, 1997) gefangen.

Der Europäische Stör *A. sturio* gilt heute in Deutschland nach BLESS & LELEK (1984) als verschollen und ausgestorben.

Vereinzelte Fänge in der Deutschen Bucht/Nordsee wurden bis in die 1990er Jahre gemeldet, sowohl von jungen, markierten als auch von älteren Stören. Die größeren Einzeltiere waren vermutlich in der Nordsee beheimatet (DEBUS, 1995b). Die Juvenilen stammten aus dem Stör-Wiedereinbürgerungsprogramm des CEMAGREF (Centre National Machinal Agriculture Genie Rural Eaux et Forrêt) in Frankreich, da seit 1981 ca. 2000 markierte Jungstöre ausgesetzt wurden (CASTELNAUD et al., 1991; SPRATTE, 1994) und sich das marine Verbreitungsgebiet dieser Störart bis hinein in die Nordsee erstreckt (ROCHARD et al., 1990; CASTELNAUD et al., 1991; WILLIOT et al., 1997).

Ein 1959 aus der Elbe Höhe Stade gefangenes Störweibchen wurde an das Aquarium auf der Insel Helgoland übergeben, wuchs dort bis auf eine Länge von 2 m, laichte sogar mehrmals, d.h. 1978, 1981, 1985, 1987 ab (GOEMAN, 1983 in SPRATTE, 1994), und starb im Juli 1990. Drei weitere Exemplare des Europäischen Störs wurden nach ihrem Fang in das Helgoländer Aquarium verbracht: Ein 1963 oder 1965 im Wattgebiet vor der Eidermündung gefangener Stör (Länge 1994: 1,25 m, GOEMANN, 1991 in SPRATTE, 1994), sowie zwei markierte Störe aus dem Französischen Störprogramm. Einer wurde am 7. April 1984 südwestlich von Helgoland gefangen (Länge: 1.34 m), der andere am 9. April 1991 auf dem Helgoländer Felssockel (Länge: 1 m). Im Jahre 2001 lebte lediglich noch ein Individuum im Helgoländer Aquarium (pers. Mitteilung, GOEMANN, 2001).

Der aktuellste Fang eines großen Störes durch einen Saßnitzer Fischer in der Nordsee vor der Insel Helgoland ereignete sich im Oktober 1993. Es war ein 2,85 m großer und 142,5 kg schwerer Störrogner (SPRATTE, 1994).

Mit dem Exemplar im Helgoländer Aquarium und der Zuchtgruppe am IGB in Berlin, leben in Deutschland nur noch 28 Europäische Störe in Aquakultur.

1.3 Ursachen für die Bestandsreduzierung bzw. -vernichtung

1.3.1 Allgemeine Ursachen

Der dramatische Rückgang und die nahezu völlige Auslöschung des Europäischen Störs in seinem großen ehemaligen Verbreitungsgebiet sind auf verschiedene Ursachen zurückzuführen, die in Abhängigkeit von lokalen Komponenten mal mehr und mal weniger Einfluss ausübten, jedoch alle anthropogenen Ursprungs waren.

Auch die speziellen Artcharakteristika der *Acipenseriformes* wie Größe, Verhalten, Gewohnheiten, Habitat und der Lebenszyklus machten und machen sie extrem anfällig für anthropogene Einflüsse (ROCHARD et al., 1990; BEAMESDERFER & FARR; 1997, BOREMANN, 1997, KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000).

Die Befischung hat die Störbestände historisch reduziert, und verringert sie auch weiterhin (DEBUS, 1997). Die Überfischung jedoch hatte einen vernichtenden Einfluss auf die Störpopulationen. Sie gilt gemeinhin als Hauptursache für die dramatische Bestandsvernichtung von *A. sturio* (HOLCIK et al., 1989; SPRATTE, 1994; KINZELBACH, 1997).

Weitere Gründe für den Niedergang waren die einschneidenden Veränderungen in der Flussmorphologie, d.h. die Aufstauung bzw. die Dämmung und die Eindeichung sowie die Begradigung und Vertiefung der Flüsse (VOIGT, 1870; KINZELBACH, 1987, in DEBUS, 1997). Die Flussverbauungen verhinderten die Wanderungen und das Erreichen der Laich- und Fressgründe oder zerstörten diese sogar (VOIGT, 1870, in DEBUS, 1995b; HOLCIK et al., 1989). Waren die Letztgenannten trotz alledem verschont geblieben, so trug die Entnahme von Sand, Kies und Felsen als Rohstoff oder für eine verbesserte Flussschiffbarkeit ihr übriges zur Vernichtung dieser speziellen Habitate bei (ROCHARD et al., 1990; DEBUS, 1997; WILLIOT et al., 1997). Auch die Flussregulation, beispielsweise zur Energiegewinnung oder Bewässerung etc., führte zu beträchtlichen Schwankungen der physikalisch-chemischen (abiotischen) Parameter, z.B. auch des Wasserstandes, so dass die Laich- und Fresshabitate bisweilen trocken fielen oder sogar austrockneten (ROCHARD et al., 1990; DEBUS, 1997; KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000). Während des Winters zwangen die Fluktuationen die im Herbst aufsteigenden Störpopulationen zu Bewegungen entgegen ihrer eigentlichen Zielrichtung, nämlich flussabwärts, was zu einer Resorption der Eier bei den Weibchen führte. Als weitere Folge der um 1900 beginnenden Industrialisierung nahm die Wasserverschmutzung zu und führte zu einer erhöhten Akkumulation von Schadstoffen in den langlebigen, und sich von Zoobenthos ernährenden Stören (ROCHARD et al., 1990). Durch erhöhten Schiffsverkehr kam es zu vermehrten Störungen und Verletzungen, sowie zu vermehrten mechanischen

Belastungen, durch die auch die Nahrungshabitate und damit die benthischen Gemeinschaften geschädigt oder zerstört wurden (DEBUS, 1997).

Die Kombination der verschiedenen anthropogenen Einflüsse ist jedoch für jede Störart und jedes Flusssystem individuell unterschiedlich (KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000).

1.3.2 Ursachen für die Beinahe-Bestandsvernichtung in Frankreich

Auch in Frankreich wurde der Europäische Stör als wirtschaftlich bedeutsame Störart ausgebeutet. Das Fischereimanagement migratorischer Fischarten ist dabei umso schwieriger, je größer der ökonomische Wert ist (ROCHARD et al., 1990). Die erstmals 1890 gesetzlich festgelegte Mindestfanggröße für *A. sturio* als migratorische Fischart wurde bereits ab 1923 vielfach variiert. Diese Form des Ressourcenmanagements erwies sich jedoch als ungeeignet und uneffizient (ROCHARD et al., 1990).

Der Europäische Stör wurde sowohl wegen seines Fleisches (BENNECKE, 1986; WILLIOT et al., 1997) als auch wegen des Kaviars (CASTELLAUD et al., 1991; WILLIOT et al., 1997) gefangen. Jedoch begann die Kaviar-Befischung in Frankreich erst 1920 und dauerte bis 1970 (CASTELLAUD et al., 1991; WILLIOT et al., 1997). Während der steigende Kaviarbedarf den Befischungsdruck auf die adulten Tiere erhöhte, wurden die Juvenilen weiterhin wegen des Fleisches erbeutet (WILLIOT et al., 1997). Der gesteigerte Befischungsaufwand und die damit verbundene Ertragssteigerung, sowie der Einfluss der Flussverbauung und der Substratextraktion, die die natürliche Vermehrung durch eine verringerte Verfügbarkeit der Laichgründe limitierten (TROUVERY et al., 1984; WILLIOT et al., 1997), führten zu dem dramatischen Rückgang dieser migratorischen Fischart (WILLIOT et al., 1997) in Frankreich.

1.3.3 Ursachen der Bestandsvernichtung in Deutschland

Um 1850 setzte eine schonungslose Befischung des Europäischen Störs in Deutschland ein (SPRATTE, 1994).

Aufgrund des anhaltenden Fangrückgangs großer Störe in der Flussstörfischerei, zwischen 1880-1890 in der Elbe, um 1890 in der Eider und nach 1895 in der Weichsel (SPRATTE, 1994; DEBUS, 1995b), bedingt durch die zunehmenden anthropogenen Einflüsse, wurde die Maschenweite der Netze reduziert (von 18-20 cm auf 15 cm, im Wattenmeer sogar auf 12,5 cm). Dies führte zum vermehrten Fang kleinerer Störe unter 1,50 m.

Außerdem verlagerte sich die Befischung sowohl in der Elbe, als auch der Eider und der Weichsel um 1889/90 zusätzlich vor die Flussmündung (ANONYMUS, 1895; BLANKENBURG, 1910; DEBUS, 1995b; KOOS, 1928; SPRATTE, 1994), so dass eine unbehelligte Wanderung zu den Laichplätzen flussaufwärts und damit die natürliche Reproduktion nicht mehr möglich war. Ursache des steigenden Bedarfs an laichreifen Störroggen war auch die bereits um 1860 in Schleswig-Holstein einsetzende Kaviarzubereitung. Die Befischung laichreicher Weibchen verringerte jedoch die Fangresultate der Flussstörfischerei von Jahr zu Jahr zusätzlich, und trug so entscheidend mit zur Vernichtung bei.

Zusätzlich wurden die Fischerboote zunehmend motorisiert und die Störfanggebiete auch weiter seewärts ausgedehnt. Die Dampfschiff-Fischerei betrieb den Störfang auf offener See mit Schleppnetzen und auch im Wattenmeer wurde der Fang intensiviert, so dass auch dort massenhaft jüngere, kleinere, 1-1,20 m lange und noch nicht laichreife subadulte Störe gefangen wurden (SPRATTE, 1994; DEBUS, 1995b; DEBUS, 1997).

Um 1889 stammten nur noch etwa 1/3 der angelandeten Störe aus den Flüssen. Die Fischerei-Industrie des 19. Jahrhunderts war durch den Rückgang der Störfänge nicht beunruhigt (DEBUS, 1997), obwohl der zerstörende Einfluss durch Überfischung von Experten vorhergesagt wurde (HECKEL & KNER, 1858; ANONYMUS, 1895; STERNER, 1918; DEBUS, 1997).

Die intensive Befischung sowohl der Jungfische als auch der laichreifen Störweibchen und die fortschreitende Beeinträchtigung bei den Laichwanderungen durch eine veränderte Flussmorphologie (wie z.B. in Elbe, Eider, Oder, Rhein und Weichsel) und die Zerstörung der Laichgewässer verkleinerte den Störbestand auf eine derart kritische Größe, dass sich dieser aus eigener Kraft nicht mehr regenerieren konnte (SPRATTE, 1994).

Obwohl der Europäische Stör als K-Strategie eigentlich von zufälligen Veränderungen der Umwelt weitgehend nicht beeinflusst wird (WISSEL, 1989), ist jedoch der durch die Überfischung nahezu ausgelöschte Bestand des *A. sturio* ein klassisches Beispiel für den Einfluss von intensiver Befischung auf eine langsam wachsende und spät geschlechtsreif werdende Fischart. Alle anderen dargelegten Ursachen für die Ausrottung sind lediglich von lokaler Bedeutung (KINZELBACH, 1997).

1.4 Frühe Bemühungen zur Erhaltung des Europäischen Störs

1.4.1 Frankreich

Im Jahre 1890 wurde die erste gesetzliche Festlegung einer Mindestfanggröße für *A. sturio* erlassen; 14 cm als Minimalgröße für alle migratorischen Fischarten. Dieser Richtwert wurde 1923 auf 1,50 m angehoben und in den Folgejahren in Abhängigkeit der wechselseitigen Einflussnahme durch Fischer bzw. Fischereibehörden mit dem Ziel eines angemessenen Bewirtschaftungsmanagements sowohl nach unten als auch nach oben korrigiert: 1,0 m – 1927; 1,5 m – 1939; 1,3 m – 1950 und schließlich 1,45 m – 1952. Auch ein zeitweiliges Fangverbot im Jahre 1939 erwies sich als ungeeignet und uneffizient (ROCHARD et al., 1990). Erst 1982 wurde *A. sturio* in ganz Frankreich unter Schutz gestellt und jeglicher Fang verboten (ROCHARD et al., 1990; WILLIOT et al., 1997).

1.4.2 Deutschland

Bereits im 16. Jahrhundert begannen in Deutschland die Maßnahmen zum Schutz der Störe (DEBUS, 1997). So wurde in Edikten der örtlichen Gesetzgebung, z.B. 1594 in Hamburg und 1717 in Gdansk (Danzig) der Gebrauch von Netzen mit kleiner Maschenweite verboten (BENNECKE, 1881; DEBUS, 1997). Jedoch erwies sich die Kontrolle der Implementierung als sehr schwierig und damit als uneffizient (BLANKENBURG, 1910; ZIMDARS, 1941; DEBUS, 1997). Die Störbestände waren aber durch die Befischung bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts nicht in ihrer Existenz bedroht.

Die Situation änderte sich, als gegen Ende des 19. Jahrhunderts die Befischung ein Maß überschritt, welches eine wiederkehrende und ausreichende Bestandserholung zuließ. Die Auswirkungen der zunehmenden anthropogenen Einflüsse wurden nun durch stetig sinkende Fangzahlen deutlich. Es folgten verschiedene Bemühungen zur Erhaltung der Störbestände, ohne jedoch den Niedergang aufhalten zu können (SPRATTE, 1994).

Im Jahre 1877 wurden die ersten Versuche zur künstlichen Vermehrung durchgeführt. Dazu wurden an der Elbe, der Stör, der Oste und später auch an der Eider Störaufzuchtstationen mit schwimmenden Brutkästen installiert. Die erfolgreiche künstliche Befruchtung gelang 1882 und 1886 an der Stör in Beidenfleth (KROEZUS, 1953; SPRATTE, 1994), sowie 1886 und 1891 an der Elbe bei Glückstadt (EHRENBAUM, 1894; SPRATTE, 1994). Die dadurch im Prinzip ermöglichten Massenerbrütungen junger Störe blieben jedoch erfolglos (BLANKENBURG, 1910; SPRATTE, 1994). Trotz intensivster Anstrengungen konnten nach 1891 keine

nennenswerten Befruchtungserfolge mehr verzeichnet werden (BLANKENBURG, 1910; SPRATTE, 1994).

Auch die 1890 eingeführte Schonzeit an der Unterelbe vom 26. Juli bis zum 26. August (BLANKENBURG, 1910; SPRATTE, 1994) und die Ausweisung von zeitweiligen Laichschongebieten, z.B. in der Oste (MOHR, 1952; SPRATTE, 1994), führten nicht zur Erholung des Störbestands.

Selbst wissenschaftliche Untersuchungen am Stör (EHRENBAUM, 1894, 1913, 1916, 1921, 1923, 1926; SPRATTE, 1994), sowie weitere fischereibehördliche Maßnahmen, wie die Belehrungen der Fischer, die Einführung von Prämien für die Abgabe laichreifer Störe und die Erhöhung der Mindestfanggröße (EHRENBAUM, 1913, 1916; SPRATTE, 1994) führten nicht zum gewünschten Erfolg. Trotz der frühzeitigen Warnungen von den Experten (EHRENBAUM, 1894; BLANKENBURG, 1910; SPRATTE, 1994) vor den Folgen der Überfischung (HECKEL & KNER, 1858; ANONYMUS, 1895; STERNER, 1918; DEBUS, 1997) war diese migratorische Fischart bereits 100 Jahre nach dem Beginn der schonungslosen Befischung, Ende der 1960er Jahre, in Deutschland ausgelöscht.

1.4.3 Wiedereinbürgerung heute – ihre Anfänge und Fortführung

Bis zu Beginn der 1990er Jahre war Nachhaltigkeit von geringem Interesse und die schonungslose Ausbeutung der natürlichen Ressourcen war selbstverständlich (NELLEN et al., 1994; KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000).

Erst nachdem man erkannt hatte, dass die Biodiversität durch anthropogene Einflüsse einer enormen und fortschreitenden Reduktion unterlag, wie z.B. auch im Falle von *A. sturio* (KINZELBACH, 1997), wurde zunehmend der Erhalt und die Wiederherstellung der genetischen Vielfalt forciert, sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene.

So wurden verschiedene Vereinbarungen zum Erhalt bedrohter Arten (EU-Direktive 92/43/EEC [Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie]) und zum Schutz bzw. der Wiederherstellung der Umwelt getroffen (Bern, Bonn Konventionen, RL 92/93/EEC).

Dem dramatischen Zustand der letzten rezenten Population des Europäischen Störs *A. sturio* in Frankreich trug die Europäische Union durch die Aufnahme dieser Fischart in den Anhang II der EU-Direktive 92/43/EEC (Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen) Rechnung. Außerdem steht der Europäische Stör unter dem Schutz des WASHINGTONER ARTENSCHUTZ-Abkommens (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora – CITES, Anhang I - stark gefährdete Tierarten) (DEBUS, 1997).

Im Rahmen der Erforschung der Ökosysteme rückte die Ökologie der Fließgewässer zunehmend in den Mittelpunkt (THIEL et al., 1998; KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000). Durch die deutsche Wiedervereinigung wurden enorme und zuvor verschlossene Areale für die Forschung zugänglich, wie z.B. die Elbe und die Oder.

Auch die ersten positiven Ergebnisse der Wiedereinbürgerung des Lachses im Rhein (SCHMIDT, 1996) führten dazu, den Europäischen Stör als mögliche zu rettende Ressource zu betrachten, nicht zuletzt wegen seines hohen wirtschaftlichen Stellenwertes (ROCHARD et al., 1990).

Eine günstige Ausgangssituation für dieses Anliegen bildeten die Gründung des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin sowie die der Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V. in Rostock. Forschungsaktivitäten bzgl. der Wiedereinbürgerung des *A. sturio* in Spanien (ELVIRA et al., 1991) und besonders in Frankreich (WILLIOT et al., 1997), sowie die finanzielle Unterstützung durch das deutsche Bundesamt für Naturschutz (BfN) und das deutsche Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) waren für die Wiedereinbürgerung des Europäischen Störs in Deutschland förderlich.

1.5 Bestandssicherung, Zuchtgruppen, Wiedereinbürgerung

1.5.1 Problematik

WILLIOT et al. (1997) begannen mit ersten Untersuchungen an der natürlichen Population von *A. sturio* in Frankreich in den späten 1970er Jahren. Dabei stellte sich heraus, dass für eine erfolgreiche Bestandssicherung und anschließende Wiedereinbürgerung folgende Probleme gelöst bzw. entsprechende Maßnahmen ergriffen werden müssten (WILLIOT et al., 1997; KIRSCHBAUM et al., 2000): 1. Die Einrichtung einer Zuchtgruppe von *A. sturio* und die Züchtung von Nachkommen durch künstliche Reproduktion. 2. Die Stabilisierung und Vergrößerung der natürlichen Population von *A. sturio*. 3. Die Erweiterung der Kenntnisse über die Biologie und den Status der rezenten Population, unter besonderer Berücksichtigung der Verteilung, der Migration und der Struktur. 4. Die Habitatverbesserung, inklusive der Lokalisation der Laichplätze und dessen Schutz bzw. dessen Renaturierung. 5. Die Bewerkstelligung des Schutzes für die bedrohte Störart. 6. Die Steigerung der öffentlichen Aufmerksamkeit durch die Wissenschaftler und die Darlegung der gegenwärtigen Situation dieser Störart.

1981 wurde ein solches Programm unter der Schirmherrschaft des Französischen Landwirtschaftsministeriums (Cent. Natl. Mach. Agric. Genie Rural Eaux et For.:

CEMAGREF) initiiert (CEMAGREF, 1980, 1985 in KINZELBACH, 1997; ANONYMUS, 1990; CASTELNAUD, 1988; CASTELNAUD et al., 1991; LAMP, 1989, 1990 in SPRATTE, 1994), um die natürliche Population von *A. sturio* im Mündungsdelta der Gironde vor ihrer Auslöschung zu bewahren (ROCHARD et al., 1990).

1.5.2 Französische Maßnahmen

1.5.2.1 Zuchtgruppe/Akklimatisierung der Wildfänge/künstliche Reproduktion

Zum Aufbau einer Zuchtgruppe erwarben WILLIOT und seine Mitarbeiter zum Zeitpunkt der alljährlichen Laichwanderungen Exemplare von *A. sturio* von einheimischen Fischern (WILLIOT et al., 1997). Obwohl die Befischung strengstens verboten war, war dies die einzige Möglichkeit potentielle Laichfische zu erhalten.

Nach erfolgtem Transport zum Forschungsinstitut wurde unverzüglich das Geschlecht der Fische determiniert.

Um die Wildfänge langfristig in Aquakultur zu halten, akklimatisierten WILLIOT et al. (1997) die potentiellen Laichfische von Brack- (15-20‰) an Süßwasserbedingungen. Dazu eigneten sich Individuen von einer Totallänge von 105 cm an aufwärts (MAGNIN, 1962; ROCHARD & JATTEAU 1991). Die Akklimatisierung erfolgte auch auf der Grundlage erfolgreicher Umgewöhnungen bei anderen Störarten, wie *A. naccari* (ARLATI et al., 1988), *A. transmontanus* (STRUFFENEGGER, 1992) und *Huso huso* (WILLIOT, 1997).

Zusätzlich zu der Geschlechtsdeterminierung wurden von WILLIOT et al. (1997) auch der Reifegrad der gefangenen Individuen bestimmt. Als geschlechtsreif identifizierte Fische wurden mit Hilfe der Hypophysierungsmethode zum Abläichen gebracht (WILLIOT et al., 1991; WILLIOT, 1997). Störlarven wurden bei ca. 17°C gehalten und hauptsächlich mit lebenden Nauplien des Salzkrebsses *Artemia salina*, anderem Zooplankton oder gefrorenem Naturfutter gefüttert.

Parallel zu den Untersuchungen an *A. sturio* wurden in den frühen 1980er Jahren auch Studien am Sibirischen Stör *A. baerii* als Model-Spezies durchgeführt, um Erkenntnisse über die Ernährung, frühzeitige Geschlechtsdeterminierung und künstliche Reproduktion zu gewinnen. *A. baerii* wurde verwendet, um keine zusätzlichen schädlichen Einflüsse auf die *A. sturio*-Population zu verursachen.

1.5.2.2 Populationsuntersuchungen

Die Gironde-Population sollte durch Fänge, begleitet von Messungen, Wägungen und Markierungen sowie anschließenden Wiederfängen auf ihre Verteilungs-, Migrations- (TROUVERY et al., 1984; WILLIOT et al., 1997) und Altersstruktur hin untersucht werden.

Im Rahmen des 1981 begonnenen Markierungsprogramms sollten große Juvenile gekennzeichnet werden, die zur allsommerlichen Nahrungssuche in das untere Mündungsdelta der Gironde kamen. Erst 1985 gelang es ROCHARD (1992) durch die Verwendung der Markierungsmethodik von JOLLY-SEBER, auch die Größe des Bestandes zu bestimmen (WILLIOT et al., 1997). Ab 1986 wurde zur verbesserten Probennahme die Befischung mit Schleppnetzen durchgeführt.

Um eine möglichst schonende Altersbestimmung, d.h. unter Vermeidung zusätzlicher Mortalität (KOHLEHORST, 1979), gewährleisten zu können, wurde die Methode (CLASSEN, 1944; CUERRIER, 1951; MAGNIN, 1959a) durch ROCHARD & JATTEAU (1991) modifiziert, und lediglich ein kleines Stück des ersten Flossenstrahls der Brustflosse verwendet (COCHNAUER et al., 1985).

Eine Auflistung potentieller Laichplätze im unteren Teil der Garonne und der Dordogne konnte von TROUVERY (1980) durch Informationen erfahrener Fischer und mittels eines Echo-Ortungssystems erstellt werden.

1.5.2.3 Verlauf der künstlichen Reproduktionen in Frankreich

1981 wurde erstmalig die künstliche Vermehrung durch zwei laichreife, aus der Gironde entnommene adulte Fische bewerkstelligt. Jedoch konnte aufgrund der Überreife des Weibchens nur Eier minderer Qualität gewonnen werden. Es schlüpften lediglich 700 Fischembryonen, von denen nur 10 den ersten Monat überlebten. Die Larvenzucht wurde daraufhin eingestellt (WILLIOT et al., 1997).

Die zweite erfolgreiche, künstliche Vermehrung wurde 1985 durchgeführt. Zwei Weibchen lieferten 230.000 bzw. 70.000 Fischlarven, die aber alle im Alter von ungefähr drei Wochen starben. Diejenigen Fischlarven, die bereits zu exogener Nahrungsaufnahme übergegangen waren, verstarben an Verstopfung des Verdauungstraktes durch das Lebendfutter, Wasserflöhe (Cladocera) (WILLIOT et al., 1997).

Für eine erfolgreiche Larvenaufzucht waren daher leichter und besser verdauliche Beuteorganismen wie Würmer, Insektenlarven und kleine Crustaceen geeignet, die jedoch zusätzlich eine Gefährdung durch eine mögliche Einführung von Pathogenen darstellten. Auch eine Gewöhnung des Europäischen Störs an Trockenfutter wäre notwendig und

schwieriger gewesen als bei anderen Störarten (MONACO et al., 1981; DABROWSKI et al., 1985; GIOVANNINI et al., 1991). Die nahrungsökologischen Ansprüche waren somit die limitierenden Faktoren für die Aufzucht und das Wachstum der Fische.

Als zusätzliches Hindernis neben den ernährungsbiologischen Einschränkungen erwies sich der Umstand, dass nur wenige Exemplare beider Geschlechter gefangen werden konnten, die zum selben Zeitpunkt die Laichreife erreicht hatten. Daher wurden nur sehr wenige Experimente zur künstlichen Reproduktion durchgeführt (ROCHARD et al., 1990). Erst 1995 bei der dritten erfolgreichen Vermehrung gelang aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse anschließend auch die Aufzucht der Larven (WILLIOT et al., 2000; KIRSCHBAUM et al., 2000). Die Grundlage für die Vermehrung bildete ein 46 kg schweres Weibchen, das am 25. Mai 80 km stromaufwärts von Bordeaux in der Garonne zufällig gefangen wurde, und ein 24 kg wiegendes Männchen, das eine Woche später ebenfalls durch Zufall von Fischern dem Brackwasser (8 ‰) der Gironde-Mündung entnommen wurde. Beide Fische erwiesen sich jedoch anfänglich als wenig geeignet für eine künstliche Reproduktion: Das Weibchen zeigte Anzeichen von Überreife und das Männchen produzierte sehr wenig Spermien. Da jedoch der gleichzeitige Fang zweier verschieden geschlechtlicher Laichfische über viele Jahre hinweg unmöglich war (WILLIOT et al., 2000), sollten sowohl das Störmännchen als auch das Störweibchen durch eine spezielle Behandlung eine weitere künstliche Reproduktion ermöglichen. Dazu wurde der Störmilchner aus dem mit brackigem Flusswasser gefüllten Transportbehälter entnommen, und innerhalb von vier Stunden an den Aufenthalt in Süßwasser adaptiert. Nach fünf Tagen im Süßwasser und einer Injektion eines hormonhaltigen Homogenates, gewonnen aus der Karpfenhypophyse (2 mg/kg), konnten motile Spermatozoen nachgewiesen werden. Der Störrogner wurde vier Tage nach Ankunft des Männchens ebenfalls einer Hormonbehandlung unterzogen, jedoch verbunden mit einer zweimaligen Injektion des Karpfenhypophysenhomogenates (0.5 mg/kg und 5 mg/kg). 23 Stunden nach der zweiten Hormon-Injektion wurden ovulierte Eier auf dem Boden des Haltungsbeckens gefunden. Mit fortschreitender Ovulation konnten vier Portionen unterschieden werden, wobei die zweite die beste Qualität aufwies. 33% dieser Eier waren fruchtbar. Der Larven-Schlupf begann 80 Stunden nach der Befruchtung und dauerte 24 Stunden. Insgesamt wurden bei dieser dritten erfolgreichen künstlichen Reproduktion 23.000 Fischlarven produziert, die für zukünftige Fütterungsexperimente verwendet wurden. Sieben Tage nach dem Schlupf wogen die Larven 23 mg (WILLIOT et al., 2000).

1.5.3 Deutsch-Französische Kooperation

Aus der erfolgreichen Aufzucht dieser Fischlarven am CEMAGREF in Bordeaux, erhielt im April 1996 das IGB in Berlin 40 elf Monate alte Juvenile (27 cm Länge [Median; Range: 23-31 cm], 71 g Gewicht [42-112 g] bei Ankunft) (WILLIOT et al., 2000; KIRSCHBAUM et al., 2000), zu verhaltensbiologischen Untersuchungen (STAAKS et al., 1999) und zum Aufbau einer Zuchtgruppe. Im Rahmen dieser Deutsch-Französischen Kooperation sollte langfristig die Wiedereinbürgerung des Europäischen Störs in Deutschen Gewässern und mittelfristig die künstliche Vermehrung verwirklicht werden (KIRSCHBAUM et al., 2000). Der Aufbau einer Zuchtgruppe *ex-situ* war somit die Basis des Wiedereinbürgerungsprogramms in Deutschland. Die ersten Erfahrungen bei der Haltung und der Aufzucht mit dieser Spezies haben gezeigt, dass die Handhabung des *A. sturio* sehr viel schwieriger ist als bei anderen Störarten (WILLIOT et al., 1997).

Daher wurden am CEMAGREF und am IGB unterschiedliche Haltungsstrategien durchgeführt, um möglichst viele Erkenntnisse über die Biologie dieser Störart in Erfahrung bringen zu können (KIRSCHBAUM & GESSNER, 2000).

Frankreich:

Wie sich im Laufe der Akklimatisierung von Wildfängen an Aquakulturbedingungen herausstellte, war diese umso erfolgreicher, je geringer die Zahl an Stressoren war (WILLIOT et al., 1997). In Frankreich wurden die Fische daher in Dunkelheit und in möglichst großen Becken (3 und 4 m Durchmesser) gehalten, die mit 18°C warmen Brackwasser (5‰) gefüllt waren. Die Salinität wurde bald nach Ankunft der Störwildfänge langsam auf 0‰ gesenkt. Mess- und Wägungsintervalle betragen mehrere Monate. Als Nahrung dienten und dienen hauptsächlich verschiedene tiefgefrorene Garnelenarten der Crangonidae, wie die Nordseegarnele *Crangon crangon* und der Palaemonidae (Felsengarnelen), wie die Farbwechselnde Schwimmgarnele *Palaemonetes varians* und *Palaemon longirostris* (Crevettes blanches). Letztere wurde bei Verfügbarkeit auch lebend verfüttert.

Deutschland:

Es wurden keine besonderen Vorkehrungen getroffen, um die Fische an die verschiedensten Einflüsse zu gewöhnen (KIRSCHBAUM et al., 2000; HENSEL et al., 2002). So wurden die individuell markierten und daher einzeln identifizierbaren Fische ab Juli 1999 in Abständen von zwei Wochen zur Bestimmung der Länge und des Gewichts gemessen und gewogen. Eine Beleuchtung über allen Becken sorgte für eine uneingeschränkte Beobachtung des

Allgemeinzustandes der Fische und des Fressverhaltens im Besonderen. Um die Fische jedoch einer natürlichen Periodizität auszusetzen, wurde die Beleuchtung an die natürliche Photoperiode von Berlin angepasst. Die Störe wurden in zwei rechteckigen und einem runden Aquarienbecken (Betrieb des Rundbeckens nur bis Juli 2000) gehalten, die mit 20°C warmen Süßwasser gefüllt waren. Die Fütterung der Störjuvenile in Berlin erfolgte immer *ad libitum* und fast ausschließlich mit verschiedenen tiefgefrorenen, natürlichen Futterkomponenten. Zwischen Mai 1996 und August 1998 wurden sie ausschließlich mit gefrorenen kleinen Chironomiden-Larven gefüttert. Aufgrund einer Wachstumsdepression gegen Ende dieser Fütterungsperiode, wurde ab August 1998 das Futterspektrum um große Chironomiden-Larven, Krill und kleine marine Fische erweitert (KIRSCHBAUM et al., 2000, HENSEL et al., 2002).

1.6 Problemstellung der Promotion

1.6.1 Wiedereinbürgerung

Vom fortschreitenden Rückgang der Biodiversität sind auch die größten Süßwasserfische der nördlichen Hemisphäre, die migrierenden Acipenseridae (DEBUS, 1997), betroffen. Hauptursachen des Artensterbens sind anthropogene Einflüsse, wie Überfischung (HOLCIK et al., 1989; SPRATTE, 1994; KINZELBACH, 1997), Veränderungen der Flussmorphologie und die Wasserverschmutzung. Aber auch die speziellen Artcharakteristika, wie Größe, Verhalten, Habitat und Lebenszyklus trugen zur Auslöschung in ihrem ehemaligen Verbreitungsgebieten bei (BEAMESDERFER & FARR, 1997). Der Europäische Stör *Acipenser sturio* existiert heute nur noch mit einer rezent verbürgten Population im Mündungsdelta der Gironde-Garonne-Dordgne in Frankreich bei Bordeaux. Aber auch die Gironde-Population verzeichnet weiterhin einen dramatischen Rückgang der Individuen (ROCHARD et al., 1990; KIRSCHBAUM et al., 2000), so dass eine Erholung des französischen Bestandes durch natürliche Reproduktion, die zuletzt im Sommer 1988 bzw. 1994 beobachtet worden ist (WILLIOT et al., 1997), auch aus Mangel an adulten, laichreifen Fischen unwahrscheinlich ist. Daher sind weitreichende Maßnahmen zum Schutz, der Stabilisierung und der Wiedereinbürgerung dieser Störart notwendig, die auch den Aufbau einer Zuchtgruppe als *ex-situ*-Maßnahme beinhalten.

1.6.2 Ernährungsbiologie und Wachstum

Das zentrale Hindernis bei der Umsetzung dieses Vorhabens war und ist jedoch der Mangel an fundamentalen Kenntnissen über die Biologie im Allgemeinen und über die Ernährungsbiologie im Besonderen. Daher gelang am CEMAGREF in Bordeaux erst im Anschluss an die dritte künstliche Vermehrung im Sommer 1995 auch die Aufzucht der Larven, jedoch unter erheblichen Schwierigkeiten. Denn einerseits gelten Störe zwar allgemein als opportune Jäger (engl. „opportunistic predators“), die auf ihren Wanderungen die verschiedensten Beuteorganismen zu sich nehmen (BEAMESDERFER & FARR, 1997), aber andererseits wurde bei Exemplaren von *A. sturio* in der Gironde eine ausgeprägte Selektivität bzgl. der Beute festgestellt (BROSSE et al., 2000). Außerdem erwies sich die Gewöhnung an kommerzielles Trockenfutter entgegen den Erfahrungen mit anderen Störarten in Aquakultur (MONACO et al., 1981; DABROWSKI et al., 1985; GIOVANNINI et al., 1991) als extrem schwierig. Die nahrungsökologischen Ansprüche waren somit die limitierenden Faktoren für die Aufzucht und das Wachstum der Fische.

Im Rahmen einer französisch-deutschen Forschungskooperation erhielt das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin im Mai 1996 vierzig Juvenile von *A. sturio* für verhaltensbiologische Untersuchungen, und den Aufbau einer Zuchtgruppe als Basis für die Wiedereinbürgerung in deutschen Flüssen (STAAKS et al., 1999). Die in den ersten drei Jahren der Haltung am IGB beobachteten Wachstumsschwankungen der Zuchtgruppe wurden vermutlich durch sub-optimales Futter verursacht (KIRSCHBAUM et al., 2000; HENSEL et al., 2002). Es waren jedoch keine eindeutigen Rückschlüsse auf die kausalen Zusammenhänge zwischen den verabreichten Futterkomponenten und der jeweiligen Wachstumsleistung möglich. Aufgrund der individuellen Identifizierbarkeit der Störe durch implantierte Mikrotransponder wurden daher im Rahmen der Dissertation spezielle Fütterungsexperimente konzipiert, zur Untersuchung der ernährungsspezifischen Ansprüche von *A. sturio* und des dadurch hervorgerufenen Wachstums. Die Experimente erfolgten alle mit dem Ziel einerseits das Futterspektrum für eine möglichst ausgeglichene Ernährung zu erweitern, und andererseits maximales oder zumindest das von LEPAGE et al. (1994) für die freie Natur ermittelte Wachstum von 20 cm pro Jahr, dauerhaft auch unter Zuchtbedingungen zu gewährleisten. Da die Differenzierung der Gonadenanlagen direkt mit dem Wachstum der Fische gekoppelt ist, ist die Optimierung des Zuwachses durch an die Bedürfnisse der Fische angepasstes Futter ein die künstliche Reproduktion limitierender Faktor.

Das Verstehen dieser komplexen Zusammenhänge ist die Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiedereinbürgerung und die Erhaltung dieser vom Aussterben bedrohten Störart.