



Plan działania HELCOM

na rzecz ochrony i restytucji
jesiotra bałtyckiego
Acipenser oxyrinchus

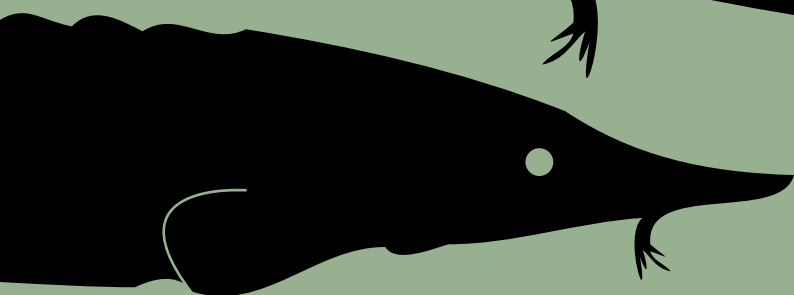
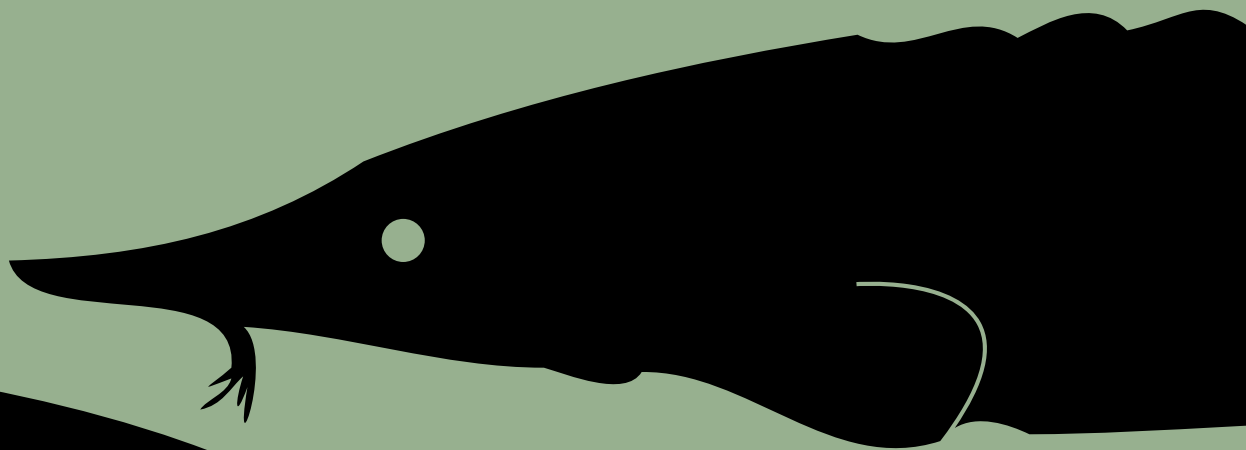
Komisja helsińska
Helsinki, Finlandia, 6–7 marca 2019 r.

Plan działania na lata 2019–2029

Bioróżnorodność



BSEP n°168



**Autorzy:**

Jörn Gessner^{1,2}, Gerd-Michael Arndt^{2,3}, Andrzej Kapusta⁴, Sergey Shibayev⁵, Alexey Gushin⁶, Andrej Pilinkovskij⁷, Justas Povliūnas⁷, Ruta Medne⁸, Santa Purvina⁸, Meelis Tambets⁹, Peter Rask Möller¹⁰

Redaktor:

Jörn Gessner

Członkowie Grupy Projektowej:

Przewodniczący: Jörn Gessner, Instytut Ekologii Wód Słodkich i Rybactwa Śródlądowego im. Leibniza w Berlinie (Niemcy) (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei) i Stowarzyszenia na rzecz Ochrony Jesiotra (Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V.) w Rostocku (Niemcy)

Przedstawiciele krajowi:

Gerd-Michael Arndt: *Regionalny Badawczy Instytut Rolnictwa i Rybołówstwa w Rostocku (Niemcy) (Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei)*

Andrzej Kapusta⁴: *Instytut Rybactwa Śródlądowego im. S. Sakowicza w Olsztynie (Polska)*

Sergey Shibayev⁵: *Kaliningradzki Państwowy Uniwersytet Techniczny (Rosja)*

Alexey Gushin⁶: *Katedra Badań Oceanu Atlantyckiego w Instytucie Oceanologii Rosyjskiej Akademii Nauk (Rosja)*

Justas Poviliūnas⁷: *Departament ds. Rybołówstwa Ministerstwa Rolnictwa Republiki Litewskiej*

Andrej Pilinkovskij⁷: *Departament ds. Rybołówstwa Ministerstwa Rolnictwa Republiki Litewskiej*

Ruta Medne⁸: *Instytut Bezpieczeństwa Żywności, Zdrowia Zwierząt i Środowiska BIOR (Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts Bior) w Rydze (Łotwa)*

Santa Purvina⁸: *Instytut Bezpieczeństwa Żywności, Zdrowia Zwierząt i Środowiska BIOR (Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts Bior) w Rydze (Łotwa)*

Meelis Tambets⁹: *Wildlife Estonia (Eesti Loodushoiu Keskus), Tartu (Estonia)*

Peter Rask Möller¹⁰: *Muzeum Historii Naturalnej w Kopenhadze (Dania) (Statens Naturhistoriske Museum)*

Prace Grupy Projektowej ds. restytucji jesiotra bałtyckiego tymczasowo wsparł dr Marco Millardi z Sekretariatu HELCOM.

Rekomendowany sposób cytowania:

Gessner i in. (2018) Plan działania HELCOM na rzecz ochrony i restytucji jesiotra bałtyckiego *Acipenser oxyrinchus* na obszarze Morza Bałtyckiego.

Polskie tłumaczenie raportu HELCOM *Action Plan for the Protection and Recovery of the Baltic Sturgeon (Acipenser oxyrinchus) for the period of 2019-2029*, opracowane we współpracy WWF Polska, Instytutu Rybactwa Śródlądowego oraz Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi.

Tłumaczenie na język polski zostało sfinansowane ze środków Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi.

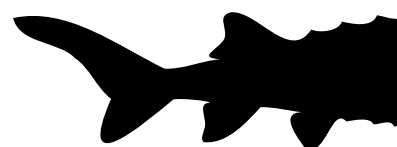
Spis treści

1. Streszczenie	4	7. Status prawny <i>A. oxyrinchus</i>	30
2. Wstęp	6	7.1. Status nadawany przez Międzynarodową	
2.1. Cele	7	Unię Ochrony Przyrody	30
3. Opis gatunku	8	7.2. Konwencja waszyngtońska (CITES) z 1973 r.	30
3.1. Zoogeografia	8	7.3. Konwencja berneńska	30
3.2. Morfologia	9	7.4. Konwencja o ochronie wędrownych gatunków	
3.3. Cechy merystyczne	10	dzikich zwierząt (konwencja bońska)	31
3.4. Genetyka	11	7.5. Konwencja o ochronie środowiska morskiego	
3.5. Cechy charakterystyczne tarlaków i wylęgu	13	obszaru Morza Bałtyckiego (komisja helsińska /	
4. Cykl życia i powiązania z siedliskami	14	HELCOM)	32
4.1. Cykl życia	14	7.6. Dyrektywa Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony	
4.2. Pokarm	14	siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory	33
4.3. Rozmiar i rozwój	14	7.7. Plan działania na rzecz przyrody, ludzi	
4.4. Dojrzałość płciowa	14	i gospodarki	34
4.5. Tarło	15	7.8. Ramowa dyrektywa wodna UE (dyrektywa	
4.6. Wymagania siedliskowe	15	2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r.)	34
4.7. Rozwój larwalny	16	7.9. Dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej	35
4.8. Osobniki młodociane i w ostatnich		7.10. Rozporządzenie UE dotyczące wspólnej	
stadiach rozwoju juvenilnego	16	polityki rybołówstwa (WPRyb)	35
4.9. Jakość wody (temperatura, natlenienie,		7.11. Rozporządzenie Rady w sprawie gatunków	
toksyny)	17	obcych i niewystępujących miejscowo	35
5. Historyczny obszar występowania w państwach		7.12. Komunikat Komisji pt. „Nasze ubezpieczenie	
zlewni Morza Bałtyckiego	18	na życie i nasz kapitał naturalny – unijna	
5.1. Historyczny obszar postępowania	18	strategia ochrony różnorodności biologicznej	
5.2. Przyczyny upadku populacji i przeszkody		na okres do 2020 r.” (COM(2011) 244)	36
w restytucji	20	7.13. Strategie makroregionalne	36
5.3. Warianty łagodzenia	25	7.14. Status ochrony krajowej	36
6. Status zlewni	26	8. Strategia odtworzenia populacji	37
6.1. Odra	26	8.1. Środki ex situ	38
6.2. Wisła	26	8.2. Środki in situ	42
6.3. Pregoła, Węgorapa	27	8.3. Wstępne warunki administracyjne	52
6.4. Niemen z Wilią i Świętą	27	9. Literatura	56
6.5. Windawa i Dźwina	28		
6.6. Narwa	28		
6.7. Ługa	28		
6.8. Nawa	28		
6.9. Wołchow	29		

Załącznik:

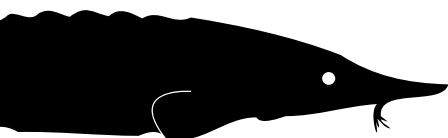
Tabela zawierająca przegląd celów, działań, priorytetów i harmonogramu w zakresie działań ochronnych

60





1. Streszczenie



Jeszcze do połowy XX wieku jesiotr bałtycki stanowił integralną część fauny Morza Bałtyckiego. Jest to gatunek wędrowny, anadromiczny, którego osobniki większość życia spędzają w wodach morskich, powracając w celu rozmnażania do rzek, w których się wylęgły. Na przestrzeni ostatnich stuleci liczebność populacji tego gatunku drastycznie spadła. W konsekwencji w drugiej połowie XX wieku gatunek ten uznano za wymarły na obszarze państw zlewni Morza Bałtyckiego. Do istotnego spadku populacji na obszarze Morza Bałtyckiego przyczyniły się nie tylko zmiany antropogeniczne, takie jak regulacja rzek (która ma związek z utratą siedlisk i obniżeniem produktywności i różnorodności rzek), budowa zapór elektrowni wodnych (które uniemożliwiają migrację do tarlisk w górę rzek lub – jeżeli migracja w górę rzek jest możliwa – migrację dorosłych i młodych osobników w dół rzeki) i zanieczyszczenie (które ma największy wpływ na wczesne etapy rozwoju), ale także przetłowie.

Obecnie można wyróżnić pięć podstawowych obszarów, które mogą negatywnie wpływać na przeżywalność, wydajność reprodukcyjną i powracalność jesiotra (w kolejności od najważniejszego):

- śmiertelność wynikająca z przypadkowych połowów (przyłowy) i nielegalnych połowów (kłusownictwa). Ograniczenie tych strat ma strategiczne znaczenie dla przeżycia nielicznych już osobników w rzekach i wodach przybrzeżnych, które występują w nich dzięki bieżącym działaniom restytucyjnym. Powyższe czynniki

uniemożliwiają ponadto skuteczną restytucję gatunku w zlewniach rzecznych;

- drastyczne zmiany w reżimach hydrologicznych i hydrodynamicznych rzek i obszarów przyujściowych – tj. wydobywanie piasku i żwiru, budowa wałów przeciwpowodziowych, regulacja rzek, budowa zapór elektrowni wodnych, które wpływają również na przenoszenie osadów przez rzeki – w znacznym stopniu oddziałują na tarliska i miejsca podchowu narybku oraz mogą zablokować migrację do tarlisk;
- antropogeniczne zanieczyszczenie środowiska, wynikające np. ze stosowania substancji zanieczyszczających, pestycydów, praktyk rolniczych, eutrofizacji i zwiększonego zanieczyszczenia termicznego, mogą istotnie wpłynąć na sukces reprodukcyjny;
- pojawienie się gatunków obcych (jesiotrów), które uciekły z akwakultur lub zostały introdukowane celowo, stanowi potencjalne ryzyko w zakresie np. konkurencji międzygatunkowej, przenoszenia chorób, a także hybrydyzacji, co niekorzystnie wpływa na działania na rzecz restytucji stabilnej populacji jesiotra bałtyckiego, w szczególności jeżeli populacje gatunków obcych nie zostaną ograniczone do minimum;
- na przyszły rozwój populacji gatunku wpływ może mieć również zmiana klimatu, która powoduje podnoszenie się temperatury wód, zmianę składu gatunkowego fauny bałtyckiej, wielkość przepływów i zmiany w sezonowych pływach.

Od 1996 r. podejmuje się próby restytucji jesiotra bałtyckiego, które tymczasowo objęto wsparciem w ramach specjalnego projektu HELCOM. Obecnie działania te koncentrują się na gatunku *Acipenser oxyrinchus*, który zasiedlał Morze Bałtyckie i jego dopływy przez ponad 1500 lat (Ludwig i in. 2002). Niegdyś uznawano powszechnie, że jesiotry zamieszkujące



Morze Bałtyckie należą do jednego gatunku, tj. *Acipenser sturio* (jesiotr zachodni). Dzięki badaniom genetycznym wykazano, że historyczne populacje jesiotra bałtyckiego są zbliżone do północnoamerykańskich populacji *A. oxyrinchus* zamieszkujących najbardziej wysunięte na północ obszary, wskutek czego posłużyły one jako populacje „dawców”. Środków restytucji, które wdraża się w południowych państwach Morza Bałtyckiego, należy przestrzegać przez dziesięciolecia, zanim populacje jesiotra bałtyckiego staną się stabilne i osiągną odpowiednią wydajność reprodukcyjną. HELCOM i państwa Morza Bałtyckiego zobowiązały się wspierać restytucję jesiotra bałtyckiego w rzekach odpowiednich do odbycia tarła i na najważniejszych obszarach, w których niegdyś występował naturalnie, np. w drodze Bałtyckiego Planu Działań (BSAP). Jeżeli działania te okażą się skuteczne, będą stanowiły istotny wkład w ochronę i utrzymanie różnorodności biologicznej.

Mimo podejmowanej restytucji (np. poprzez ochronę zasobów *ex situ* i wprowadzanie narybku jesiotra do środowiska naturalnego) obecna sytuacja, tj. brak funkcjonalnej populacji w Morzu Bałtyckim, jest nadal alarmująca. Celem niniejszego planu działania jest ochrona jesiotra bałtyckiego (*A. oxyrinchus*) przed całkowitym wyginięciem oraz – w średnim terminie – przywrócenie stabilnej populacji tego gatunku na historycznym obszarze jego występowania. Zaproponowano również skuteczne środki ochrony, które HELCOM i państwa Morza Bałtyckiego mogą wykorzystać jako wskazówki w ramach realizacji zobowiązań wynikających z planu BSAP i innych umów lub przepisów międzynarodowych (np. ogólnoeuropejskiego planu działań na rzecz jesiotra z 2018 r.).

Wdrożenie planu działania jest zadaniem długoterminowym, które wymaga długoterminowego finansowania. Będzie ono wymagało również ścisłej współpracy wszystkich zaangażowanych w jego realizację państw i zainteresowanych stron.

W tym celu zaleca się opracowanie planów zarządzania dla poszczególnych zlewni.

Najlepszym rozwiązaniem, które może pomóc w ochronie i restytucji gatunku oraz przywróceniu niektórych jego populacji, jest przyjęcie podejścia wielozadaniowego. Proponuje się, by a) przeprowadzono spójny program ochrony *ex situ* przy zaangażowaniu silnego wsparcia i wykorzystaniu zabezpieczonych już osobników, b) wdrożono program ochrony *in situ* w celu zapobieżenia dalszym utratom pozostałych osobników, c) uruchomiono strategiczny program monitoringu (długoterminowego) w zakresie rozwoju populacji i wykorzystania siedlisk, aby zarządzanie adaptacyjne było skuteczne, d) wykorzystano uzyskane wyniki do ustanowienia programu ochrony i odtwarzania siedlisk, aby zapewnić, by tarliska i miejsca podchowu narybku spełniały wymagania gatunku i były dostępne dla osobników w odpowiednich stadiach rozwoju.

W związku z tym konieczne jest, aby państwa Morza Bałtyckiego pilnie wdrożyły – na szczeblu HELCOM – zorganizowane działania na rzecz poprawy warunków do odtworzenia gatunku w okresie dwóch pokoleń. Odtworzenie populacji jesiotra bałtyckiego na historycznym obszarze jego występowania w wodach śródkich i Morzu Bałtyckim ze stanu bliskiego wyginięciu do stabilnego poziomu populacji będzie możliwe jedynie wtedy, gdy niniejszy plan działania zostanie skutecznie zrealizowany. Plan ten stanowi sam w sobie wsparcie i wytyczne dla umawiających się państw HELCOM w ramach realizacji celów planu BSAP, zobowiązań wynikających z konwencji berneńskiej i bońskiej, celów określonych w Konwencji o różnorodności biologicznej i – w przypadku państw członkowskich UE – w ramach wdrażania dyrektywy siedliskowej i ramowej dyrektywy wodnej.



2. Wstęp



Ekosystem regionu Morza Bałtyckiego narażony jest na istotne skutki działalności człowieka na wszystkich płaszczynach. Postęp dokonany w ciągu ostatnich 400 lat doprowadził do wielkich zmian w ekosystemach lądowych, rzekach, a także w ekosystemach morskich i przybrzeżnych na obszarze zlewni rzek. Aby złagodzić te skutki i umożliwić ewolucję w kierunku zrównoważonego wykorzystania zasobów naturalnych, należy wdrożyć działania na szeroką skalę. Bałtyk jest morzem śródlądowym otoczonym przez wiele państw, co powoduje liczne problemy w zakresie zarządzania działalnością człowieka. W tym zakresie projekt HELCOM istotnie przyczynia się do wyznaczenia wspólnych celów na rzecz postępu na poziomie krajowym. W procesie harmonizacji w przeszłości ważną rolę odegrały również zmiany polityczne, które doprowadziły do rozszerzenia UE. Przyjmując plan działania HELCOM na rzecz jesiotra bałtyckiego, państwa leżące nad Morzem Bałtyckim otworzyły kolejny ambitny etap na drodze do większego zrównoważonego wykorzystania zasobów.

Jesiotry stanowią ważny element ichtiofauny wielu państw członkowskich HELCOM. Rozmnażają się we wszystkich dużych systemach rzecznych w południowej części basenu Morza Bałtyckiego i zasiedlają cały jego obszar. Ich wartość gospodarcza oraz wrażliwość na przełowienie i przekształcanie siedlisk sprawiły, że jesiotr bałtycki stał się pierwszym gatunkiem, który ucierpiał w wyniku rozwoju gospodarczego w regionie. Do 1900 r. niegdyś liczna populacja jesiotra bałtyckiego prawie całkowicie zniknęła z Bałtyku, zaś w 1970 r. gatunek uznano za praktycznie wymarły na tym obszarze.

Od 1996 r. HELCOM i jego umawiające się strony prowadzą współpracę na rzecz celu, jakim jest restytucja jesiotra bałtyckiego w jego historycznym zasięgu. Dzięki nowym wynikom badań naukowych, które podejmowano od 2002 r., odnotowano istotny postęp w tym zakresie i większe tempo opracowywania środków ochrony *ex situ*, które uznano za niezbędne do długoterminowego przywrócenia stabilnych populacji w ich naturalnym środowisku. Od 2005 r. przeprowadza się eksperymentalne zarybienia *A. oxyrinchus*, aby opracować metodykę na potrzeby restytucji tego gatunku na dużą skalę (Gessner i in. 2010). Pierwsze działania w tym zakresie wdrożono w Niemczech i w Polsce, zaś od 2010 r. w ich realizację włączyły się państwa bałtyckie i Federacja Rosyjska (Gushchin i in. 2007, 2013, Kolman i in. 2012, 2016, Purvina i Medne, 2018). Obecnie państwa położone w południowej części basenu Morza Bałtyckiego,

na obszarze których niegdyś występował jesiotr bałtycki, współpracują na rzecz przywrócenia tego gatunku, opracowując strategię zarybień i poprawy stanu siedlisk oraz wdrażając środki na rzecz większego przestrzegania przepisów przez sektor rybołówstwa, aby ograniczyć śmiertelność w przyłowcie. Celem niniejszego planu działania jest ujednolicenie tych prób w formie podsumowania zdobytej dotychczas wiedzy i wskazania wspólnej perspektywy działań, które należy podjąć w przyszłości, aby realizacja celów się powiodła.

Plan działania na rzecz jesiotra na obszarze Morza Bałtyckiego opracowano w ramach projektu HELCOM pt. „HELCOM STURGEON REMEDIATION” zatwierdzonego na 39. spotkaniu szefów delegacji HELCOM (HOD 39/2012), które odbyło się w dniach 3-4 grudnia 2012 r. w Helsinkach w Finlandii. Decyzja ta była bezpośrednim następstwem sporządzenia Bałtyckiego Planu Działań, zgodnie z którym umawiające się strony zobowiązały się „wdrożyć program restytucji jesiotra bałtyckiego do 2015 r. i – jako cel długoterminowy – jak najbardziej usprawnić ich naturalne rozmnażanie po udanym zakończeniu procesu restytucji i utrzymać populację w bezpiecznych granicach genetycznych w każdej potencjalnej rzece”.

Plan działań na rzecz jesiotra bałtyckiego, który opracowano na podstawie międzynarodowego planu działania na rzecz ochrony i restytucji siostrzanego gatunku *Acipenser sturio* na mocy konwencji berneńskiej (Rosenthal i in. 2008), zawiera opis kontekstu, podejścia i szczegółowych propozycji środków, które należy przyjąć w ramach restytucji jesiotra, a także kryteriów oceny tych środków (wskaźników, kamieni milowych itd.). Znajdują się w nim również informacje i zarejestrowane dane dotyczące historycznego rozmieszczenia i struktury populacji oraz spadku liczebności jesiotra w Morzu Bałtyckim na podstawie wyczerpującego przeglądu literatury. Wskazano również stan ochrony gatunku w państwach HELCOM zarówno w przeszłości, jak i współcześnie.

Strategię restytucji, którą wskazano w niniejszym planie działania, oparto na zaproponowanych środkach, planach monitoringu i wytycznych opracowanych w ramach wieloletniej współpracy między umawiającymi się stronami HELCOM, które biorą udział w realizacji projektu na rzecz jesiotra w Morzu Bałtyckim, oraz dotychczasowej współpracy wielostronnej.

Działania odtworzeniowe na rzecz restytucji jesiotra w Morzu Bałtyckim należy dostosować do sytuacji krajowej w każdym z umawiających się państw, ale powinny one opierać się na wspólnych założeniach strategicznych. Transgraniczna koordynacja działań państw HELCOM w celu zwiększenia skuteczności zarządzania jest szczególnie ważna dla restytucji jesiotra, ponieważ ich obszar występowania jest szeroki i nie pokrywa się z obszarem wód terytorialnych konkretnego państwa, a rzeki, które są dla nich odpowiednie, są długie i szerokie oraz często przebiegają wzdłuż granic państwowych (np. Odra i Narwa) lub płyną przez





więcej niż jedno państwo. Należy zatem skoordynować działania w zakresie hodowli, restytucji i monitoringu, skupiając się nie tyle na granicach państwowych, co na dorzeczach. Ponadto w rzeczywistości po migracji do morza młode jesiotry rozprzestrzeniają się po całym Morzu Bałtyckim, co udowodniono poprzez odłów osobników oznakowanych w ramach projektów pilotażowych. Osobniki te odłowiono w odległości setek kilometrów od miejsca wypuszczenia ich do wody. Aby zapewnić zatem skuteczność środków, których celem jest eliminacja potencjalnych zagrożeń dla celów ochrony, należy je podjąć na większą skalę, na poziomie regionalnym lub nawet ponadregionalnym. Kwestię tę poruszono w planie działania, zalecając koordynację działań wszystkich państw, które chcą uczestniczyć w restytucji jesiotra.

Aby działania były właściwe i możliwe do wdrożenia, w poszczególnych państwach zgromadzono szczegółowe informacje na temat obecnego stanu siedlisk, planowanych lub wdrażanych obecnie środków, które mogą wpłynąć na populację jesiotra, oraz możliwości współpracy z sektorem rybołówstwa i innymi zainteresowanymi stronami.

W planie działania podano również przykład realizacji działań ochronnych w innych regionach geograficznych Europy. Gatunki takie jak jesiotr ostrososy, które na podstawie dyrektywy siedliskowej mają niekorzystny stan ochrony i są traktowane jako gatunek o znaczeniu priorytetowym, są przedmiotem wieloletniego planu prac. Konieczność podobnych działań podkreślono również w Konwencji o różnorodności biologicznej, konwencji berneńskiej, ogólnoeuropejskiego planu działań na rzecz jesiotra z 2018 r., unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. (COM(2011) 244, w szczególności w działaniach 3b, 7b, 14a, 14b i 18b) oraz w ramach zagadnienia priorytetowego dotyczącego różnorodności biologicznej strategii Unii Europejskiej dla regionu Morze Bałtyckiego (co potwierdza wsparcie Grupy Projektowej przez tę strategię). Z celami niniejszego planu działań wyraźnie powiązane są również wskaźniki nr 1 i 4 dotyczące określania dobrego stanu środowiska, które wyszczególniono w załączniku I do unijnej dyrektywy ramowej w sprawie strategii morskiej (dyrektywy 2008/56/WE).

Wdrożenie planu działania HELCOM na rzecz jesiotra bałtyckiego (BSSAP) zapewni zarys działań na rzecz restytucji, na którym będzie można oprzeć dalsze środki. Do najważniejszych środków należy utrzymywanie stad tarlaków, rozmnażanie ich i działania w ramach hodowli selektywnej. Na podstawie wyników realizacji tych środków należy w dalszym ciągu monitorować stan ekologiczny siedlisk i rozwój populacji jesiotra bałtyckiego.

2.1. Cele

Niniejszy plan działania obejmuje okres 10 lat. Jego głównym celem jest zapewnienie, by środki restytucji oparto na wspólnych zasadach i aktualnej wiedzy, by realizowano je na rzecz wspólnych celów i stosowano w ich ramach ujednoczoną metodykę, która umożliwi porównanie wyników. W planie nakreślono również wyzwania, jakie mogą wystąpić w miarę postępu prac, oraz potencjalne korzyści, jakie może przynieść ich udana realizacja.

Odtworzenie populacji jesiotra nie ma na celu wyłącznie przywrócenia jednego gatunku. Złożony i długi cykl życia jesiotra, późne dojrzewanie i wykorzystywanie zróżnicowanych siedlisk przez ten dwuśrodowiskowy gatunek sprawiają, że jest to gatunek zarówno wskaźnikowy, jak i ostonowy w odniesieniu do jakości siedlisk i skuteczności zarządzania w celu zapewnienia ich zrównoważonego charakteru. Ponadto czynniki te rozciągają ramy czasowe środków odtworzeniowych nie na lata, lecz na dekady, co powoduje wiele utrudnień w zabezpieczeniu środków finansowych na czas realizacji tego procesu. Płaszczyznę, na której działają HELCOM i jej państwa członkowskie, odzwierciedla również wzięcie odpowiedzialności za tak długofalowe działania. Niniejszy plan działania jest nie tylko podręcznikiem w zakresie restytucji gatunku, ale kompendium działań, które należy podjąć w przyszłości, aby odwrócić istotne zmiany i utratę funkcjonalności odpowiednich ekosystemów oraz środków na rzecz przywrócenia ich populacji. Działania te podsumowano w ramach siedmiu celów, które można podzielić na trzy główne kategorie.

Kategoria 1: ochrona *ex situ*

- **Cel 1:** *Czynne wspieranie restytucji populacji docelowych, aby zapewnić podstawy tendencji wzrostowej rozwoju populacji*

Kategoria 2: ochrona *in situ*

- **Cel 2:** *Ochrona populacji objętych restytucją przed przypadkowym lub celowym odłowieniem*
- **Cel 3:** *Ochrona i odtworzenie siedlisk jesiotra tam, gdzie jest to możliwe/konieczne*
- **Cel 4:** *Ochrona lub ułatwienie migracji jesiotra we wszystkich rzekach docelowych*

Kategoria 3: administracyjne warunki wstępne i działania informacyjne

- **Cel 5:** *Zwiększenie świadomości społeczeństwa, organów administracji i polityków w zakresie ochrony jesiotra*
- **Cel 6:** *Określenie odpowiednich wstępnych warunków finansowych i prawnych do celów restytucji jesiotra*
- **Cel 7:** *Monitorowanie i ocena wdrażania planu działania w celu umożliwienia zarządzania adaptacyjnego*





3. Opis gatunku



Jesiotr bałtycki stanowi dowód na bliskie związki zoogeograficzne między Ameryką Północną a Morzem Bałtyckim. Dopiero w 2002 r. (Ludwig i in. 2002) potwierdzono, że jesiotr bałtycki należy do najodleglejszych północnych populacji amerykańskiego jesiotra ostro-nosego (*A. oxyrinchus*). Wcześniej sądzono że jest podgatunkiem *A. sturio* (Artyukhin i Vecsei 1999). Wynikające z tych badań kwestie systematyczne nie zostały w dalszym ciągu w pełni rozwiązane. Zmiana taksonomiczna nie została jeszcze odzwierciedlona w przepisach krajowych i unijnych, w których za jedyny gatunek rodzimy i chroniony jesiotra uważa się *A. sturio*. W niniejszym rozdziale opisano różnice między oboma gatunkami, aby ułatwić rozróżnienie nie tylko osobników należących do tych dwóch gatunków, ale również aby odróżnić je od wielu innych introdukowanych gatunków jesiotra, które występują w hodowli lub zostały z nich przypadkowo uwolnione na przestrzeni ostatnich 50 lat.

Większość dostępnych informacji na temat gatunku, które podano w dalszej części dokumentu, zgromadzono w Ameryce Północnej. Informacje te mają zastosowanie również do populacji bałtyckiej. Ewentualne rozbieżności w informacjach dla populacji bałtyckiej zostały wyraźnie wskazane. Co do zasady nazwa „amerykański jesiotr ostro-nosy” stosowana jest w odniesieniu szczególnie do populacji północnoamerykańskich, nazwa „*A. oxyrinchus*” w odniesieniu do całego gatunku bez względu na zasięg, a nazwa „jesiotr bałtycki” w odniesieniu wyłącznie do populacji bałtyckich. Aby uniknąć problemów z interpretacją, do celów planu działania, a także dalszego wykorzystania jego treści w publikacjach lub materiałach informacyjnych zalecamy stosowanie terminu „jesiotr bałtycki” w odniesieniu do populacji jesiotra ostro-nosego w obszarze Morza Bałtyckiego.

3.1. Zoogeografia

Gatunek *Acipenser oxyrinchus* (jesiotr ostro-nosy) dzieli się na dwa główne podgatunki. Podgatunek *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* występuje wzdłuż atlantyckiego wybrzeża Ameryki Północnej od rzeki St. Johns (Floryda) do Rzeki Świętego Wawrzyńca w Kanadzie, w tym w wodach przybrzeżnych Nowej Fundlandii. Gatunek dzieli się na 4 tzw. odrębne jednostki populacji (ang. *distinct population segments*, DPS), które różnią się pod względem haplotypów na populacje południowe i północne (Waldman i in. 2002). Populacje północne, które bytują w rzece Hudson i rzekach położonych na północ aż do Rzeki Świętego Wawrzyńca, w tym w rzekach Connecticut, Kennebec, Saint John, aż do rzeki Miramichi i do Rzeki Świętego Wawrzyńca (Wirgin i in. 2000). Mają wspólny haplotyp z jesiotrem bałtyckim, co wskazuje, że populacja bałtycka powstała z najbardziej wysuniętych na północ populacji. Drugim podgatunkiem jest *A. oxyrinchus desotoi*, który zamieszkuje rzeki uchodzące do Zatoki Meksykańskiej na obszarze od Florydy do Teksasu.

Linneusz nie wskazał typu nomenklatorycznego dla tego gatunku i opisał go jedynie ogólnie, zaś pierwszy opis jesiotra bałtyckiego i jego podobieństwa z amerykańskim jesiotrem ostro-nosym przedstawił Thikhi (1929). Kwestię tę poruszono w różnych publikacjach (Magnin 1963, Debus 1999, Gröger i Debus 2000, Artyukhin i Vecsei 2000), ale nie podjęto dalszych działań w tym zakresie. Dopiero badania genetyczne okazu muzealnego i materiału kopalnego, które przeprowadził Ludwig i in. (2002), doprowadziły do powszechnego uznania obecności dwóch gatunków jesiotra w Morzu Północnym i w Morzu Bałtyckim, które występowały tam co najmniej od czasów średniowiecznych (Popovic i in. 2014), a w konsekwencji do przyjęcia wdrażanych obecnie planów restytucji. Na przestrzeni kilku ostatnich lat zgłębiono historię bytowania *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* w Europie, przeprowadzając systematyczną analizę szczątków w materiale kopalnym z 1500 r. p.n.e., z której wynika, że *A. oxyrinchus* występował wówczas powszechnie również we wschodnich obszarach Atlantyku i w Morzu



Acipenser oxyrinchus w rzece Saint John (© G.V. Rykevoorstell)



Obszar występowania *A. oxyrinchus* w Morzu Bałtyckim i rzeki wykorzystywane przez ten gatunek do rozmnażania w przeszłości

Północnym oraz uchodzących do nich rzekach (Nikulina i Schmölcke 2017). Oczywiście *A. oxyrinchus* występował w tych wodach od końca epoki lodowcowej, a następnie został wyparty przez jesiotra zachodniego z Morza Śródziemnego i Półwyspu Iberyjskiego. *A. oxyrinchus* pozostał jedynym gatunkiem jesiotra występującym w Morzu Bałtyckim. Jego tamtejsze populacje zostały jednak wyniszczone na przełomie XIX i XX wieku.

3.2. Morfologia

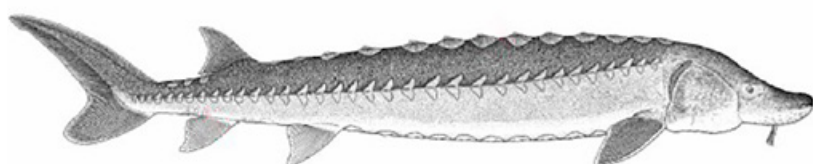
Tułów z pięcioma rzędami tarczek kostnych; tarczki grzbietowe (SD) w liczbie 7–16, tarczki boczne (SL) w liczbie 24–35, tarczki brzuszne (SV) w liczbie 6–14. Powierzchnia tarczek jest gruzelkowata; najwyższy punkt tułowia nie znajduje się na wysokości pierwszej tarczki grzbietowej (która nie jest największa), ale w połowie tułowia wzdłuż tarczki grzbietowych; skórę między rzędami tarczki pokrywają romboidalne drobne płytki; obecne płytki kostne zagrzbietowe lub postanalne, płytki kostne po obu stronach podstawy płetwy odbytovej, płytki między płetwą grzbietową a ogonową w liczbie 3–9, płytki między płetwą odbytową a ogonową w liczbie 3–9, płytki między odbytem a płetwą odbytową w liczbie 2–6.



Grzbietowa płytka kostna *A. oxyrinchus*

Długie rostrum, które z wiekiem staje się coraz bardziej tępo zakończone. W połowie między otworem gębowym a końcem rostrum znajdują się cztery okrągłe w przekroju wąsiki. Pysk w kształcie stożka o zaokrąglonych brzegach, białej krawędzi i ciemno wybarwionym wgłębieniu w pobliżu czubka rostrum od strony brzusznej. Otwór gębowy jest mały i poziomy, skierowany ku dołowi, dolna warga rozszczepiona; liczba wyrostków filtracyjnych 15–27. Obecne tryskawki.

Płetwa grzbietowa jest krótka, a jej tylna krawędź jest niemal prostopadła do grzbietu, posiada 38–46 miękkich promieni; płetwa odbytowa 23–30 miękkich promieni; wzdłuż krawędzi płetw biały pasek.



A. oxyrinchus o łącznej długości 268 cm, ostatni osobnik złapany w Morzu Bałtyckim w 1996 r. przy wyspie Sarema, Estonia (© Paul Vecsei)





3.3. Cechy merystyczne

Pysk długi i szeroki, z coraz bardziej tępo zakończonym rostrum w miarę starzenia. Długość rostrum wynosi 30–60% długości głowy i średnio 8–10% całkowitej długości ciała. Długość głowy wynosi 24–33% długości ogonowej. Wąsiki znajdują się w połowie odległości między otworem gębowym a czubkiem rostrum, zaś u osobników młodych – nieco bliżej w stronę otworu gębowego.

3.3.1. Cechy szczególne

Podstawa płetwy ogonowej jest dłuższa niż podstawa płetwy odbytovej. Płetwa grzbietowa jest krótka, a jej tylna krawędź jest niemal prostopadła do grzbietu. Tarczki kostne są gruzetkowate, a wyrostki między rzędami tarczek są romboidalne.

3.3.2. Ubarwienie

Grzbiet jest barwy od szarobrązowej do błękitnoczarnej, boki jaśniejsze, brzuch szarobiały. Tarczki boczne są jaśniejsze od otaczającej je skóry. Rostrum i płetwy posiadają białe krawędzie.

3.3.3. Różnice względem pozostałych gatunków regionu

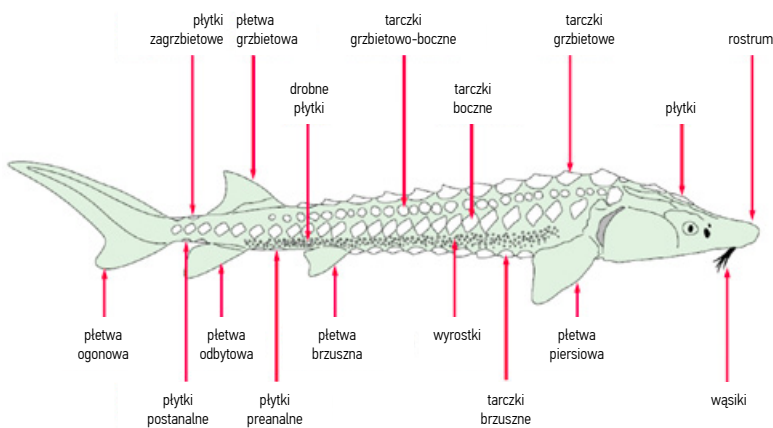
W Europie jedynym gatunkiem częściowo sympatrycznym z *Acipenser oxyrinchus* w środowisku naturalnym jest *A. sturio*, którego zakres występowania w wodach morskich częściowo pokrywa się z zasięgiem jesiotra ostronosego. Od końca lat 80. XX wieku w Europie wprowadzono wiele egzotycznych gatunków jesiotra i ich krzyżówek, głównie do celów akwakultury, ale również w celu zwiększenia połowów (Yegelsky i Stepanova 1972) lub do celów rekreacji (wędkarstwo, sektor akwarystyczny). Od początku lat 90. XX wieku w wodach



Pysk jesiotra bałtyckiego zakończony rostrum, z widocznymi wąsikami (© A. Kapusta)

śródlądowych i przybrzeżnych występuje coraz więcej gatunków jesiotra (Gessner i in. 1999, Arndt i in. 2000, 2002). Ponieważ restytucja ma duży wpływ na oba endemiczne gatunki jesiotra, obecność gatunków obcych ma szczególnie duże znaczenie. Odtławianie obcych gatunków jesiotra należy przeprowadzać w oparciu o pewne cechy charakterystyczne, które można zidentyfikować. Aby umożliwić łatwe rozpoznanie gatunków rodzimych, najłatwiejsze wydaje się określenie wspólnych cech, które odróżniają zarówno *A. oxyrinchus*, jak i *A. sturio* od pozostałych gatunków.

Optymalnym sposobem, aby umożliwić łatwą i praktyczną identyfikację gatunków, jest ustalenie jedynie kilku cech charakterystycznych. Poniżej przedstawiono proponowane cechy identyfikacyjne. Jak wskazano w tabeli 1, nie ma zestawu wskaźników, który mógłby samodzielnie pozwolić na odróżnienie gatunków rodzimych od gatunków introdukowanych. W związku z tym proponuje się zastosowanie dwóch różnych wskaźników: a) obecności/braku płytek kostnych wzdłuż i dookoła płetwy odbytovej (af) i b) kształtu płetwy grzbietowej, która powinna być krótka i wygięta w wyraźny łuk, co w połączeniu z umiejscowieniem wąsików i kształtem wyrostków (między pięcioma rzędami tarczek) umożliwia łatwą i szybką identyfikację gatunków rodzimych (rys. 5). Jeżeli powyższy klucz nadal nie pozwala na jednoznaczную identyfikację, tarczki kostne powinny mieć jaśniejszy kolor od reszty ciała i nie powinny



Ogólna morfologia jesiotra i opis głównych cech wykorzystywanych do odróżnienia rodzaju na tle rodziny (© ECC 2001)

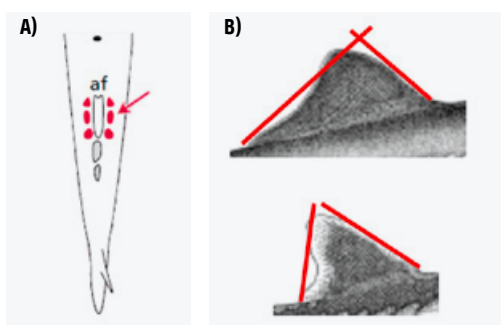


tworzyć poziomej opaski, wypustki nie powinny mieć kształtu gwiazdy, lecz rombu, wąsiki powinny być okrągłe w przekroju i o równej długości, zlokalizowane w połowie odległości między czubkiem rostrum a górną wargą.

Tabela 1: Zestawienie głównych cech morfologicznych poszczególnych gatunków jesiotrów, które mogą pojawiać się w zlewniach Morza Bałtyckiego

Gatunek	DF	AF	DS	LS	VS	GR	poD	poA	prA
<i>Acipenser baerii</i>	30–56	17–33	10–20	32–62	7–16	20–49	0	0	1–3
<i>Acipenser brevirostrum</i>	30–42	19–22	7–13	21–35	6–11	22–29	1–3	1–2	2–3
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	27–51	16–35	5–19	21–50	6–14	15–36	0–2	1–2	1–3
<i>Acipenser mikadoi</i>	36–40	25–29	8–10	26–36	6–8	18–20	1–2	1–2	2–3
<i>Acipenser naccarii</i>	36–48	24–31	9–21	29–46	8–13	30–35	3–9	1–9	1–3
<i>Acipenser nudiventris</i>	39–57	17–37	11–26	33–74	11–17	24–45	0	0	0–3
<i>Acipenser oxyrinchus</i>	38–46	23–30	7–16	24–35	6–14	15–27	3–9	3–9	2–6
<i>Acipenser persicus</i>	27–51	16–35	7–19	23–50	7–13	15–31	0–2	1–2	1–2
<i>Acipenser ruthenus</i>	32–49	16–34	11–18	56–71	10–20	11–27	0	0	1–4
<i>Acipenser schrenckii</i>	38–53	20–32	11–17	32–47	7–9	36–45	6–8	6–8	3–6
<i>Acipenser stellatus</i>	40–54	22–35	9–16	26–43	9–14	24–29	0	0	1–5
<i>Acipenser sturio</i>	30–50	22–33	9–16	24–40	8–15	15–29	3–9	3–5	2–6
<i>Acipenser transmontanus</i>	42–52	25–31	11–14	36–48	9–12	34–36	0	0	6–9
<i>Huso dauricus</i>	43–57	26–35	10–16	32–46	7–13	16–23	1–3	1–3	2–6

Skróty: DF – promienie płetwy grzbietowej, AF – promienie płetwy odbytowej, DS – tarczki grzbietowe, LS – tarczki boczne, VS – tarczki brzuszne, GR – wyrostki filtracyjne, poD – płytki między płetwą grzbietową a ogonową, poA – płytki między płetwą odbytową a ogonową, prA – płytki między odbytem a płetwą odbytową, AL – średnia długość (cm), ML – długość maksymalna (cm)



Główne cechy umożliwiające rozróżnienie *A. sturio* / *A. oxyrinchus* od gatunków introdukowanych: a) obecność płytek kostnych u podstawy płetwy odbytowej, płytki preanalne w liczbie >2, obecność płytek postanalnych, b) krótka płetwa grzbietowa o prostopadłej do grzbietu krawędzi z widocznym wcięciem (© ECC 2001)

3.4. Genetyka

3.4.1. mtDNA

W ciągu ostatniego dziesięciolecia przeprowadzono szczegółowe badania haplotypów mitochondrialnych jesiotrów występujących w Oceanie Atlantyckim i wodach europejskich (Ong i in. 1996, Stabile i in. 1996, Waldman i in. 1996a, Waldman i in. 1996b, Wirgin i in. 2000, Ludwig i in. 2002, Ludwig i in. 2008, Panagiotopoulou i in. 2014, Popović i in. 2014). Badania te oparto na obszarach bardzo zmiennych pętli D. Dokładniejsze badania sekwencji kontrolnych mtDNA, które objęły prawie wszystkie populacje jesiotra ostronosego występujące wzdłuż wschodniego brzegu Ameryki Północnej, nie wykazały żadnych różnic między populacjami zamieszkującymi rzeki polodowcowe a populacjami zamieszkującymi uchodzące do Atlantyku rzeki Ameryki Północnej, które nie powstały wskutek działalności lodowca (Wirgin i in. 2000). W szczególności różnorodność haplotypów była większa w przypadku osobników z cieków innych niż polodowcowe. W rzekach północnych (na północ od rzeki Hudson) dominowały wyłącznie dwa haplotypy mitochondrialne (A i B). Rzadziej występowały trzy dodatkowe haplotypy (A1, B1 i R) (Wirgin i in. 2000).



Niska zmienność haplotypów w populacjach północnych kontrastuje z dużą różnorodnością w populacjach południowych. Zdaniem Wirgin i in. (2000) możliwym wytłumaczeniem ograniczonej różnorodności haplotypów w populacjach północnych jest efekt założyciela. Rzeki północne kolonizowały wyłącznie samice o haplocybie A albo dryf genetyczny doprowadził do eliminacji rzadszych haplotypów. Przyczyną tej dominacji jednego kładu haplotypów może być niezbyt odległa w czasie kolonizacja albo dobór faworyzujący osobniki przystosowane do chłodniejszych warunków klimatycznych panujących na północy. Badania osobników z Morza Bałtyckiego wskazują jednak na wyraźne różnice względem osobników z Morza Północnego (Birstein i in. 1998) oraz potwierdzają obecność populacji *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* w Morzu Bałtyckim już od czasów średniowiecznych (Ludwig i in. 2002).

W Bałtyku odnotowano wyłącznie jeden haplotyp mitochondrialny (północnoamerykański haplotyp A). Być może populację założyły osobniki wyłącznie o haplocybie A. Innym możliwym uzasadnieniem jest eliminacja pozostałych haplotypów wskutek dryfu genetycznego, w zależności od rzadkości ich występowania. Selektywna korzyść związana z haplocybą A mogła przyczynić się do wyparcia jesiotra zachodniego przez jesiotra ostrońskiego w Morzu Bałtyckim, które jest najbardziej wysuniętym na wschód (i najzimniejszym) historycznym obszarem występowania jesiotra zachodniego.

W świetle wyników badań genetycznych struktury populacji amerykańskiego jesiotra ostrońskiego i porównania ich z wynikami historycznych populacji jesiotra bałtyckiego (Ludwig i in. 2002, Ludwig i in. 2008, Popović i in. 2014) hodowlę

tarlaków prowadzi się w oparciu o ryby pochodzące z północnych rzek Ameryki Północnej uchodzących do Atlantyku. W zbiorze ryb w okresie tarła i narybku w ostatnich stadiach rozwoju juvenilnego z Rzeki Świętego Wawrzyńca i rzeki Saint John wykorzystuje się ryby z hodowli komercyjnych. Kolejna populacja dawców, która może być odpowiednia, jest populacja z rzeki Kennebec. W 1997 r. wprowadzono jednak zakaz rybołówstwa (St Pierre 1996), który uniemożliwia wykorzystanie jesiotrów ostrońskich pochwyconych ze stanu dzikiego w Stanach Zjednoczonych. Ponadto jak wskazują najnowsze dane, liczebność populacji z rzeki Kennebec jest zbyt niska, aby można było bezpiecznie wykorzystać ją w ramach programu restytucji.

3.4.2. Loci mikrosatelitarne

Dotychczas przeprowadzono niewiele badań markerów nDNA wewnątrz europejskich populacji jesiotrów i między nimi. Jak dotąd przebadano jedynie populację z estuarium Żyrondy, która charakteryzowała się wysokim poziomem homozygotyczności (Ludwig i in. 2004). Zidentyfikowano jednak trzy stale występujące różnice w sekwencjach flankujących locus mikrosatelitarnego Aox-23 (King i in. 2001), które odróżniają jesiotry występujące w Atlantyku od jesiotrów występujących w wodach europejskich (zob. tabela 2). Wszystkie udokumentowane osobniki jesiotra bałtyckiego, które posiadały haplotyp mitochondrialny A, dzieliły genotyp jądrowy z amerykańskim jesiotrem ostrońskim, natomiast pozostałe udokumentowane osobniki posiadały genotyp jądrowy jesiotra zachodniego. Sekwencje jądrowe nie potwierdziły krzyżówek międzygatunkowych.

Tabela 2: Różnice genetyczne między *A. sturio* a *A. oxyrinchus* (analiza danych w Ludwig i in. 2002). W częściowych sekwencjach DNA mitochondrialnego (pętla D) odnotowano 10-procentową rozbieżność sekwencji między *A. oxyrinchus oxyrinchus* a *A. sturio*, natomiast w sekwencjach flankujących locus mikrosatelitarne Aox-23 zidentyfikowano trzy diagnostyczne podstawienia w DNA jądrowym

Różnice sekwencji		
	DNA mitochondrialne	DNA jądrowe
	Pętla D	Aox-23
	11111122	
	2333444445777813446700	355
	8256013457456377294805	934
<i>A. sturio</i> (Morze Północne)	ACGTACCATCTACACCCTGAAT	CGA
<i>A. oxyrinchus</i> (Ameryka Północna)	GTCACCTGCCTCTTGTATCATCA	TAT
<i>A. oxyrinchus</i> (Morze Bałtyckie)	GTCACCTGCCTCTTGTATCATCA	TAT





Płytki kostne na rostrum jesiotra bałtyckiego (© A. Kapusta)

3.5. Cechy charakterystyczne tarlaków i wylęgu

Aby zbadać polimorfizm przyszłego stada tarlaków i wybrać osobniki, które powinny znaleźć się w tym stadzie w celu przyszłego zarybienia rzek uchodzących do Bałtyku, przeprowadzono analizy genetyczne ryb wykorzystywanych do rozmnażania jesiotra w Kanadzie oraz ich potomstwa. Na podstawie łącznie 323 osobników, w tym wszystkich partii jaj, których wylęg przeprowadzono w Polsce w latach 2004–2008, określono profile ośmiu loci mikrosatelitarnych. Z badania wynika, że wskaźniki polimorfizmu ryb obecnie hodowanych w zlewni Bałtyku są w dalszym ciągu niższe niż wskaźniki obliczone dla populacji podstawowej.

Tak niski polimorfizm wynika z niskiej liczby ryb stada podstawowego z rzeki Saint John, które wykorzystano do tarła. Oczekiwana i obserwowana heterozygotyczność dla populacji w polskich wylęgarniach wynosiła odpowiednio 0,640 i 0,639, natomiast w przypadku populacji z rzeki Saint John wynosiła ona odpowiednio 0,665 i 0,663. Wynik ten również potwierdza, że różnice między populacją podstawową z rzeki Saint John a tarlakami hodowanymi w niewoli są raczej niewielkie (Popović i in. 2014). Rozpoczęto badania nad różnicami między kanadyjskimi populacjami *A. oxyrinchus* a utrzymywanym obecnie stadem *ex situ*, aby uzyskać więcej informacji na temat struktury kanadyjskich populacji podstawowych, które – jak się uważa – składają się z trzech subpopulacji – i na temat występowania tych subpopulacji w stadzie *ex situ*.



4. Cykl życia i powiązania z siedliskami



Acipenser oxyrinchus jest gatunkiem dwuśrodowiskowym, który wykorzystuje wiele siedlisk w całym cyklu życia. Maksymalna długość życia wynosi 120–140 lat przy maksymalnej długości ciała wynoszącej ponad 5 metrów i masie ciała powyżej 600 kg. Jesiotr ostronosy rozmnaża się w żwirowych korytach rzek, gdzie odbywa się również embrionalny rozwój larw w stadium woreczka żółtkowego. W dalszych stadiach juvenilnych osobniki rozwijają się najlepiej w częściach rzek, których koryta wyściełają drobnofrakcyjne osady i w których występuje wiele bezkręgowców. W przeciwieństwie do łososiowatych wędrówka do wód słonych odbywa się stopniowo, w miarę wzrostu zdolności osobnika do regulacji osmolalności jego ciała. Po okresie spędzonym w morzu, który może wynieść do 20 lat, dorosły jesiotr powraca do rzeki, w której się wylękł, aby wiosną odbyć pierwsze tarło w warunkach wysokiego przepływu. Po pierwszym okresie rozrodu jesiotry natychmiast opuszczają rzekę po zakończeniu tarła, ale powracają co 2–5 lat aż do końca życia w celu przystąpienia do kolejnych tarł, przy czym u samic okres ten jest dłuższy niż u samców. Starsze samice są zasadniczo bardziej płodne od młodszych, a masa składanych przez nie jaj wynosi 5–15% masy ich ciała. Cykl pokoleniowy jesiotra ostronoszego jest długi (ponad 50 lat) ze względu na późną dojrzałość i długi okres życia.

Wiele informacji na temat zachowań reprodukcyjnych uzyskano wyłącznie na podstawie badań populacji północnoamerykańskich, których wyniki wykorzystano poniżej w celu podsumowania najważniejszych aspektów biologii gatunku.

4.1. Cykl życia

Przez pierwszy rok życia osobniki młodociane bytują w wodach słodkich lub słonawych, następnie spędzają 2–6 lat w wodach brackich, po czym wędrują do morza. Narybek 0+ preferuje otwarte, głębsze i piaszczyste lub muliste części rzecznych koryt. Migracja z rzek jest przerywana; ponadto obserwuje się sezonowe wędrówki (latem) w górę rzeki w celu żerowania. Ryby żyjące w morzu żerują i rosną zwykle w okresie zimowym.

W przypadku populacji oceanicznych w pobliżu Ameryki Północnej odnotowano długie (do 3000 km) wędrówki do siedlisk żerowania na dużych głębokościach (do 150 m). Jesiotra bałtyckiego odnotowano w Zatoce Botnickiej (Umeå)

w pobliżu Bergen (Norwegia) oraz w Zatoce Biskajskiej (w pobliżu ujścia Loary we Francji) i w pobliżu wybrzeża Gijón (Hiszpania) (Arndt i in. 2011).

4.2. Pokarm

Najczęstszym pokarmem osobników młodocianych *A. oxyrinchus* w wodach słodkich są owady wodne, wieloszczety i skąposzczety (Bogacka-Kapusta i in. 2011). Jesiotry żyjące w ujściach rzek i wodach morskich żywią się głównie larwami owadów, robakokształtnymi (*Capitella*, *Clymenella*, *Glyncide*, *Limondrus*, *Nereis*, *Pherusa*, *Scolecopides*), skorupiakami (*Crangon*, *Gammarus*, *Gilvossius*, *Pinnixia*, *Squilla*, *Politolana*, *Upogebia*), mięczakami i małymi rybami (*Ammodytes*, *Mallotus*, *Microgadus*). *A. oxyrinchus* nie jest wybredny, jeżeli chodzi o pożywienie, i żywi się głównie śledziem i gromadnikiem.

4.3. Rozmiar i rozwój

Jak wskazują informacje z XX wieku, jesiotr ostronosy miał osiągać w wieku 60 lat maksymalną długość 4,3 m i masę wynoszącą ponad 370 kg (Smith 1985). Ponieważ obserwacje te dotyczą silnie eksploatowanych populacji, można założyć – zgodnie z danymi historycznymi – że prawdopodobna maksymalna długość wynosi ponad 5 m, a prawdopodobna maksymalna masa – ponad 600 kg.

4.4. Dojrzałość płciowa

Samce *A. oxyrinchus* osiągają dojrzałość płciową po osiągnięciu długości co najmniej 1,2–1,6 m w wieku 7–9 lat w populacjach południowych (Zatoka Meksykańska), 10–19 lat w środkowym zasięgu i 20–25 lat w populacjach północnych (Kanada). Samice osiągają dojrzałość płciową po osiągnięciu długości co najmniej 1,5–1,8 m w wieku 9–15 lat w populacjach południowych, 15–24 lat w populacjach centralnych i 24–30 lat w populacjach północnych. Samce przystępują do tarła co 1–4 lata, a samice – co 2–5 lat. Długość cyklu rozmnażania zależy od podaży energii i jest krótsza w populacjach południowych.





Rybak ze złowionym jesiotrem bałtyckim

4.5. Tarło

4.5.1. Pory tarła

Wędrówki na tarło do rzek uchodzących do Morza Bałtyckiego były zróżnicowane. Jesiotry potrafią pokonywać bardzo duże odległości w górę rzeki (historycznie w Wiśle i Odrze do 960 km) (Grabda 1968, Przybył 1976), natomiast w większości historycznych rzek tarliskowych w Europie tarliska znajdują się w odległości 100–300 km od morza. Jesiotry wędrują z prędkością 4–24 km dziennie.

Pora tarła zmienia się w zależności od szerokości geograficznej i jest zależna od temperatury wody i przepływu rzeki. W populacjach północnych tarło rozpoczyna się w maju i na początku czerwca, osiągając punkt kulminacyjny w lipcu; temperatura wody wynosi wówczas 13–22°C (Arndt i in. 2005). Jak podaje Berg (1948), wydaje się, że w większości populacji występują struktury przypominające rasy – poszczególne grupy ryb płyną w górę rzek w różnych okresach w roku (wiosną,

latem, a także jesienią) i na różne odległości (ryby wędrujące wiosną pokonują długie dystanse, a latem i jesienią – krótkie) (Balazik i in. 2012, Smith i in. 2015, Farrae i in. 2017). Dotychczas nie stwierdzono, jakoby w populacjach istniały grupy ryb pozostające w rzekach na zimę.

W całym obszarze występowania gatunku wędrówka na tarło jest jednoetapowa (Dovel i Berggren 1983, Smith 1985, Gilbert i Moran 1989). Samce docierają na tarlisko na maksymalnie 10 dni przed samicami.

4.5.2. Rozmnażanie

Indeks gonadosomatyczny rośnie z wiekiem i wynosi 4–12% (Van Eenennaam i in. 1996). Dojrzałe jaja mają średnicę 2,1–3,0 mm i średnią masę wynoszącą 12–16 mg. Samice składają od setek tysięcy do kilku milionów jaj w zależności od rozmiaru ciała.

Wydaje się, że zachowania reprodukcyjne są podobne we wszystkich populacjach. W rzece James samce zwykle zbierają się w grupy w odległości 2–10 km w dół rzeki od tarlisk, prawdopodobnie w oczekiwaniu na samice. Kiedy samica przepływa obok samców, ci podążają za nią do tarlisk. Na tarlisku samce podpływają pod lub za samicę i wydzielają mlecz równocześnie ze złożeniem ikry przez samicę. Po tarle samice zwykle udają się w dół rzeki i zatrzymują się w wodach brachicznych, zanim wrócą do morza. Tak jak w przypadku *A. fulvescens* (Bruch i in. 2011) samce wracają w dół rzeki do miejsc, w których zebrały się w grupy, i czekają na następną okazję do przystąpienia do tarła (Atlantic Sturgeon Review Team 2007).

4.6. Wymagania siedliskowe

Tarło odbywa się w dobrze natlenionych wodach o wartkim nurcie (0,4–1,2 m/s) w kamiennych lub żwirowych korytach rzek. Średnia głębokość wody na tarlisku jest różna, ale wynosi zwykle 2–14 m. Du i in. (2011) opisali typową morfologię tarliska gatunku *A. sinensis*, ale podstawowe założenia są takie same w przypadku *A. oxyrinchus*.

W przypadku *A. oxyrinchus desotoi* analizy genetyczne wykazały, że wskaźnik powracalności w sąsiadujących systemach rzek wynosił 94% (Stabile i in. 1996). W populacji w rzece Saint John zaobserwowano tarło w miejscach bezpośrednio za wodami brachicznymi w górę rzeki (Arndt i in. 2005).

Jak wskazują badania (różni autorzy), tarło odbywa się w czasie, gdy przepływ wody zwalnia, a woda osiąga temperaturę 13–22°C.



4.7. Rozwój larwalny

Rozwój jaj od zapłodnienia do wylęgu trwa 55–90 godzin w wodzie o temperaturze 20°C. Zachowanie larw po wylęgu różni się w zależności od tarliska. W rzece Saint John larwy, które wylęły się w pobliżu granicy wód brackich, zwykle nie rozwijają się w miejscu wylęgu, ale korzystają z cofki, aby przepłynąć w górę rzeki do miejsca dojrzewania. Larwy osobników, które wylęły się w częściach rzek znacznie oddalonych od strefy fal pływowych, płyną w górę rzeki po wydostaniu się z jaj, aby opuścić miejsce inkubacji jaj. Świeżo po wylęgu larwy mają długość 8–11 mm i masę 9–14 mg. Przed rozpoczęciem pobierania pokarmu z zewnątrz larwy chowają się między kamieniami i korzystają z innych kryjówek, aby ukończyć embriogenezę. Larwy zaczynają pobierać pokarm z zewnątrz po 8–11 dniach od wylęgu, przed czym następuje istotny wzrost aktywności i ruchliwości (Gessner i in. 2006). Obecność żwiru jest niezbędna, aby zminimalizować czynniki wpływające niekorzystnie na rozwój larwalny, co potwierdzają Gessner i in. (2006) oraz Mc Adam i in. (2011). Brak odpowiedniego podłoża skraca czas wylęgu i wpływa na zawartość składników energetycznych i wielonienasyconych kwasów tłuszczowych w organizmie. Po 45 dniach osobniki w stadium postlarwalnym kończą przeobrażenie i przypominają fenotypowo osobniki młodociane.

Jeżeli chodzi o narybek 0+, dotychczas nie uzyskano wystarczających informacji na temat ich zachowania, wędrówek, siedlisk i żerowania. Zdobyto natomiast ograniczone dane w badaniach narybku 0+ z rzeki Hudson w sztucznym cieku, zgodnie z którymi narybek tworzy ławice, które nie rozdzielają się i nie wędrują w dół rzeki przed okresem zimowym, ale przestrzegają hierarchii żerowania w oparciu o rozmiar poszczególnych osobników – wyłącznie te największe mogą korzystać z optymalnych warunków żerowania (Kynard i Horgan 2002). Choć zagęszczenie ławicy narybku 0+ w cieku wynikało ze sztucznych warunków, fakt,

że osobniki wytworzyły hierarchię żerowania, może wskazywać na złożoną organizację społeczną w ramach gatunku i na znaczenie rozmiaru osobnika w utrzymaniu właściwej odległości między poszczególnymi osobnikami w siedlisku dojrzewania (Atlantic Sturgeon Review Team 2007).

4.8. Osobniki młodociane i w ostatnich stadiach rozwoju juvenilnego

Hatin i in. (2007) opisali wykorzystanie siedlisk przez osobniki młodociane w Rzece Świętego Wawrzyńca przy wykorzystaniu telemetrii i danych z odłowu; zgodnie z ich ustaleniami narybek 0+ jesiotra ostronosego bytuje wyłącznie w siedliskach słodkowodnych głównie na podłożu piaszczystym na głębokości 7,3–12,8 m (średnia = 11,1 ± 1,8 m; n = 12). Wartość nurtu wynosi odpowiednio 0,29–0,53 m s⁻¹ (średnia = 0,4 ± 0,1 m s⁻¹; n = 10) przy średnim zasoleniu 13–16‰ (Haley i in. 1996). W zatokach i głównym nurcie rzeki Hudson stwierdzono, że osobniki młodociane występują w największym zagęszczeniu na dużych głębokościach (średnia 22,7 m) nad podłożem mulistym (Haley i in. 1996). Osobniki młodociane na zimowiska migrują do głębszych sekcji rzek, natomiast na wiosnę, przemieszczają się w górę rzeki (Dovel i Berggren 1983, Smith 1985, Bain i in. 2000). Ostatnie badania telemetryczne osobników młodocianych w jednym z estuariów w stanie Maine wykazały, że osobniki młodociane żerują w estuarium latem i jesienią, ale opuszczają je w okresie jesiennym (Fernandes 2008). W cieplejszych miesiącach osobniki młodociane pozostają w górnych częściach rzek, gdzie woda jest słodka, lub w obszarach rzek o niskim zasoleniu (Hall i in. 1991, Collins i in. 2002) i migrują do bardziej zasolonych obszarów na okres zimowy. Wędrówki te obserwuje się u osobników młodocianych w wieku 1–6 lat, po czym migrują one na żerowiska do wód przybrzeżnych (Gilbert i Moran 1989). Hatin i in. (2002) wskazują, że średni obszar bytowania dwuletnich osobników



Młody osobnik jesiotra bałtyckiego ze znacznikiem identyfikującym (© A. Kapusta)



młodziąt w okresie letnim w estuarium Rzeki Świętego Wawrzyńca ma powierzchnię 4,5–2,7 km² (1,3 ± 8,4 km²; n = 8), przy czym najważniejsza część takiego obszaru ma powierzchnię poniżej 1 km² i znajduje się na głębokości 6–10 m w wodach słodkich w pobliżu granicy z wodą słoną, w częściach o niskim przepływie, na podłożu mulisto-gliniastym, co pokrywa się z ich siedliskiem żerowania (Hatin i in. 2007). Argumentem na poparcie tego twierdzenia jest fakt, że w estuarium zidentyfikowano jedno miejsce żerowania osobników młodziąt w miejscu, gdzie istniało duże zagęszczenie tych osobników. Nie wiadomo, czy zachowanie to występuje powszechnie.

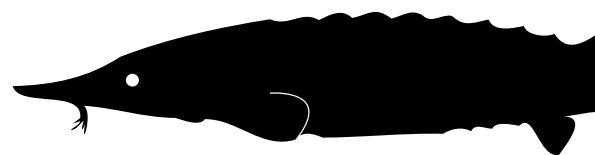
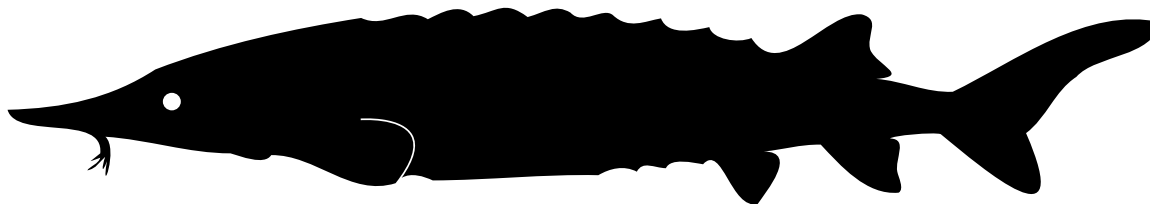
Po osiągnięciu przez osobniki młodociane określonego wieku (2–6 lat) lub – być może – określonego rozmiaru ciała (76–92 cm długości całkowitej) opuszczają one ujście, w którym się wylęgły, i rozpoczynają migrację na żerowiska do wód przybrzeżnych (Dovel i Berggren 1983, Gilbert i Moran 1989).

Na obszarach przybrzeżnych Ameryki Północnej osobniki *A. oxyrinchus* w ostatnich stadiach rozwoju juvenilnego zwykle wędrują do cieplejszych wód w okresie od listopada do stycznia oraz na północ w okresie od lutego do kwietnia (Gilbert i Moran 1989). Badacze dopiero poznają mechanizmy migracyjne i fizyczne siedliska morskie tego gatunku w oparciu o dane pochodzące ze źródeł innych niż rybołówstwo. Jesienią, wiosną i latem osobniki jesiotra ostronosego w ostatnich stadiach rozwoju juvenilnego mogą zbierać się w grupy u ujść dużych zatok i estuariów w stosunkowo płytkich wodach (tj. <20 m) na podłożach piaszczystych lub mulistych (Dunton i in. 2010).

4.9. Jakość wody (temperatura, natlenienie, toksyny)

Jesiotry są wrażliwe na niską zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie ze względu na niską zdolność ich hemoglobiny do wiązania tlenu i brak strategii kompensacyjnej. W związku z tym jesiotry zwykle zwalniają metabolizm, aby ograniczyć zużycie tlenu. Krytycznie niski poziom stężenia tlenu jest osiągnięty już przy 2 mg/l (Delage i in. 2014). Zasadniczo niedobór tlenu wpływa na procesy bioenergetyczne takie jak metabolizm, aktywność, wzrost i rozmnażanie (Cech i Doroshov 2010).

Na wzrost osobników młodociąży *A. oxyrinchus* istotny wpływ mają takie czynniki jak temperatura, zasolenie i zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie, przy czym optymalny rozwój następuje przy nasyceniu wody tlenem >70%, temperaturze ok. 20°C i brachicznym zasoleniu (8–15 ppt) (Niklitschek i Secor 2009a, b). Tolerancja jesiotrów na zwiększone zasolenie rośnie z czasem i ze wzrostem masy ciała. W estuarium Rzeki Świętego Wawrzyńca osobniki *A. oxyrinchus* w wieku poniżej 1 roku zamieszkują niemal wyłącznie wody słodkie, natomiast osobniki w wieku do 2 lat bytują najczęściej w pobliżu granicy wód morskich (Hatin i in. 2007). Wskaźniki pobierania pokarmu i wzrostu narybku 0+ i osobników młodociąży są najwyższe w wodach brachicznych (8–20 ppt), przy czym wzrost i stan zdrowia są istotnie niższe w wodach o wyższym zasoleniu (Allen i in. 2014). Wskaźniki poboru tlenu wskazują na coraz większy wpływ regulacji jonowej i osmotycznej u młodych ryb w wodach o wyższym zasoleniu (Allen i in. 2014).





5. Historyczny obszar występowania w państwach zlewni Morza Bałtyckiego



5.1. Historyczny obszar postępowania

Pierwsze ślady bytności jesiotra na obszarze Morza Bałtyckiego sięgają wczesnego neolitu (5000 lat temu). Jesiotry występowały licznie w Odrze i jej dopływach, szczególnie w Warcie, Noteci, Prośnie i niektórych rzekach Śląska (Wittmack 1874). Główne tarliska znajdowały się w środkowym biegu Odry od odcinka Alte Oder w miejscowości Bad Freienwalde do Raciborza. W Warcie w pobliżu Poznania i jej górnym odcinku w pobliżu Konina znajdowały się obszary gromadzenia ryb w okresie tarła. Udokumentowane tarliska znajdowały się również w takich dopływach jak Proсна i Drawa.

Na południowym obszarze Bałtyku i uchodzących do niego rzekach występowanie jesiotra dokumentowano najczęściej w okresie od X do XIV wieku (Makowiecki 2008). Pod koniec XIX wieku jesiotra zaobserwowano w Wiśle w pobliżu Tyńca, 880 km od ujścia rzeki (Wałęcki 1984). Jesiotra odłowiono m.in. w Dunajcu w pobliżu Nidzicy w 1921 r., a także w Rabie i Sanie, gdzie zawędrowały w górę rzeki aż do Przemyśla, a także w Wistoku i Wistoce (Wałęcki 1864, Wiśniewolski i Engel 2006, Cios 2017). Jedne z największych tarlisk jesiotra w dorzeczu dolnej Wisły znajdowały się w dolnym i środkowym biegu Drwęcy (Grabda 1968).

Połów jesiotra odbywał się głównie w Zalewie Wiślanym i Zatoce Gdańskiej, gdzie w Piławie (Bałtyjsk) i Gdańsku, znajdowały się ważne ośrodki przetwórstwa i eksportu (najczęściej wędlin) do Anglii. Połów jesiotra w Wiśle był najważniejszym komercyjnym źródłem dochodów Gdańska w XVI i XVII w., kiedy to przedsiębiorstwa rybackie dzierżawiono spółkom angielskim, a przetwory z jesiotra stały się głównym towarem oferowanym przez piławskich rybaków. W Elblągu, położonym między Zalewem Wiślanym a Wisłą, jesiotr odpowiadał za 70% spożywanego białka (Hofmann 1996). Liczebność migrujących do morza osobników młodocianych spowodowała, że narybek 0+ jesi-

otra wykorzystywano jako nawóz i paszę dla trzody chlewnej (Seligo 1907, Hofmann 1996). Wielkość połowu drastycznie zmalała, kiedy w 1894 r. przekopano nowe ujście Wisły, a następnie odcięto Zalew Wiślany poprzez budowę śluz na Nogacie, który niegdyś był główną odnogą Wisły prowadzącą do Zalewu (Mamcarz 2000). Połów komercyjny stad prowadzono do 1930 r.

Na Litwie jesiotr bałtycki występował stosunkowo powszechnie w zlewni Niemna aż do XIX wieku. Już po upływie kilku dziesięcioleci, w połowie XIX wieku, w wodach śródlądowych Litwy jesiotry uważano jednak za rzadkie z uwagi na przetowienie, szczególnie w delcie Niemna i Zalewie Kurońskim (Berg 1911, 1948). Najlepsze tarliska litewskie znajdowały się w środkowej części zlewni Niemna, Święty, Mereczanki i Wilii (Virbickas 2000). Jesiotry wędrowały na tarło na odległość aż 600 km w górę Niemna z Zatoki Kurońskiej aż na Białoruś (Berg 1932, Zhukov 1965).

Na Łotwie znaleziono jedynie kilka kości jesiotra z czasów neolitycznych, ponieważ badania przeprowadzono głównie na śródlądowych bagnach i jeziorach, które mają nieliczne połączenia z Dźwiną, Gaują, Windawą, Salacą i Morzem Bałtyckim lub nie mają ich w ogóle. Bardzo obszerne dane archeologiczne uzyskano z kolei w osadach ludzkich na brzegach Dźwiny od czasów epoki brązu do średniowiecza (od 1500 r. p.n.e. do 1400 r. n.e.), co wskazuje na to, że na Łotwie występowały duże populacje jesiotra (Sloka 1979). Pozostałości po jesiotrze z tego okresu odnaleziono również w dorzeczach Gauji i Salacy (Sloka 2000).

Największe znaleziska archeologiczne w postaci kości jesiotra pochodzą z okresu od wczesnej epoki żelaza do początków średniowiecza (800 r. p.n.e. do 1400 r. n.e.), z obszarów sąsiadujących z Dźwiną. Znalezione w kilku osadach szczątki jesiotra stanowią 2–95% wszystkich pozostałości ryb. Należy odnotować, że w niektórych osadach jesiotr był poławiany częściej niż tosoś, np. we wsi





Jesiotr bałtycki w Drwęcy
(© A. Kapusta)

Martinsala nad Dźwiną, położoną w odległości około 50 km od ujścia Dźwiny i Zatoki Ryskiej; odnalezione na stanowiskach archeologicznych kości jesiotra stanowią 95% wszystkich znalezionych kości, łososia – tylko 3%, a innych gatunków – jedynie 2% (Sloka 1979, Caune 1992). Duża ilość pozostałości jesiotra we wszystkich osadach na brzegach Dźwiny dowodzi, że jesiotr był ważnym gatunkiem poławianym przez rybaków w okresie średniowiecza.

W powiecie ryskim kancelaria płatnicza i rejestracyjna w XVI i XVII wieku wyszczególniała osiem głównych gatunków ryb – łososia, śledzia, stynkę, szczupaka, leszcza, jazia, węgorza i jesiotra, ale szczegółowe informacje podano wyłącznie w odniesieniu do potowa łososia. Przykładowo w 1659 r. w powiecie ryskim istniało 12 stowarzyszeń rybackich poławiających w Dźwinie. Musiały uiszczać na rzecz rady miasta opłatę w wysokości 132 łososi, a dodatkowe 85 łososi należało przekazać wyższym rajcom i przewodniczącym rady miasta; wskazano jednak, że zamiast 3 łososi można było przekazać ich równowartość w formie 2 jesiotrów (Caune 1992).

Jeżeli chodzi o Estonię, istnieją dane historyczne wskazujące na obecność jesiotra w Narwie od XIV wieku. Przed końcem XVII wieku liczebność jesiotra w Narwie drastycznie spadła. Dane archeologiczne z XIV wieku wskazują, że jesiotr zamieszkiwał również Parnawę (Löugas 2001), ale połowów jesiotra nie potwierdzają żadne dane z późniejszych okresów.

Historyczny zasięg jesiotra bałtyckiego obejmuje rosyjskie wybrzeże Zatoki Fińskiej i jezioro Ładoga połączone Nową. Kessler (1864) podaje, że jesiotry wędrowały Nową z Bałtyku do Ładogi, a następnie do jeziora dopływów na tarliska. Pory połowów były jednak różne, co wskazuje, że jezioro nie leżało jedynie na szlaku wędrówki, ale było również siedliskiem jesiotra.

Niemal wszystkie odłowy jesiotra w Nowie prowadzono w jej dolnym biegu (w Petersburgu),

choć to środkowy bieg rzeki cechuje się długimi, żebrowanymi zagłębieniami i wartkim nurtem. Podobne warunki panują w rzece Wołchow. W rzece tej jesiotry obserwowano poniżej bystrzy (Kessler 1864), ale ryby rzadko pokonywały ten obszar i wędrowały w górę rzeki (Domracheev i Pradvin 1926). Z uwagi na przeszkody w migracji jesiotry z Ładogi stanowiły najprawdopodobniej izolowaną populację, która rzadko wymieniała się materiałem z populacją bałtycką. Podobna sytuacja miała miejsce w rzece Świr, która łączy jeziora Ładoga i Onega. W górnym biegu Świru pochwycono jedynie dwa jesiotry w latach 50. XIX wieku (Kessler 1868). W Onedze, u źródła Świru, odnaleziono tylko jednego jesiotra (Pravdin 1948).

W wykopaliskach prowadzonych w dawnych osadach nad Wołchowem, z których najstarsze pochodzą z VII wieku, archeolodzy znaleźli pozostałości około 60 jesiotrów (Tikhy 1923). Istnieją dowody, że w odległej przeszłości połowów jesiotra kontrolowały władze lokalne.

Obecnie niektóre z wymienionych w źródłach rzek blokują tamy, ale wybudowano je albo po zniknięciu jesiotra, albo bardziej w górę rzeki od ich tarlisk. Rzeki Ługa i Wołchow przepływają przez obszary, gdzie licznie występują siedliska ludzkie i grunty orne. Tak intensywne wykorzystanie terenu może przyczynić się do zanieczyszczenia w formie odprowadzania składników pokarmowych, ale tego rodzaju zanieczyszczenie nie ma takiego potencjału, aby doprowadzić do wymarcia jesiotra. W tamtejszym ekosystemie nadal funkcjonuje kilka wrażliwych gatunków, takich jak minóg, stynka i sieja, a w łudze również łosoś i pstrąg potokowy (Popov 2017).

W Szwecji trwają badania, których celem jest zweryfikowanie historycznej obecności *A. oxyrinchus* w rzece Göta älv. Odłowy osobników młodocianych o długości do 20 cm wskazują, że rzeka ta mogła być w XIX wieku potencjalnym miejscem do rozmnażania. W zależności od wyników badań rozważane jest uruchomienie projektu restytucji.



5.2. Przyczyny upadku populacji i przeszkody w restytucji

5.2.1. Rybołówstwo

Dane na temat połowów wskazują, że jesiotry poławiano we wszystkich głównych rzekach potłuniowego pobrzeża Bałtyku w okresie wędrówki na tarło, ale w rzekach i wodach przybrzeżnych odławiano również osobniki młodociane.

Ivanauskas (1956) wskazuje, że przed II wojną światową jesiotr nie był rzadkim gatunkiem w dorzeczu Niemna i śródlądowych wodach Litwy, ale odławiano jedynie pojedyncze osobniki i nie udało się to w każdym roku; w latach 1927–1932 połów jesiotra wynosił 50–300 kg, w latach 1933–1935 nie zarejestrowano żadnych danych na temat takich połowów, a w 1936 r. odnotowano połów jesiotra wynoszący 120 kg. Po II wojnie światowej na Litwie odłowiono jedynie cztery jesiotry – w 1955 r., 1960 r., 1962 r. i 1975 r. Dane wskazują następujące wielkości tych osobników: 254 cm i 122 kg, 210 cm i 82 kg, 18 kg (długość nieznana) i 100 cm (masa nieznana). Na siedliska jesiotrów niekorzystnie wpłynęły takie czynniki jak wzrost zanieczyszczeń, budowanie tam na rzekach i zwiększanie powierzchni gruntów ornych. Zasadniczo

pod koniec XX wieku zniszczenia tarłisk i siedłisk, które spowodowała żegluga i regulacja rzek, a także zanieczyszczenie i przełowienie doprowadziły do ostatecznego wybicia populacji jesiotra ostronoszego na obszarze całego Bałtyku (Debus 1996, Mamcarz 2000). Ostatniego jesiotra odłowiono z Bałtyku w 1996 r. w pobliżu wyspy Saareema, a w wodach litewskich w 1975 r. w pobliżu Połagi. Na Łotwie od końca XVIII wieku nie odnotowano żadnych komercyjnych połowów jesiotra. Zdaniem Fischera (1791) jesiotr był już wtedy gatunkiem rzadkim. Od XIX wieku w powszechnie dostępnej literaturze odnotowano jedynie około 10 wzmianek o połowach jesiotra w Dźwinie, Gauji, Irbe, Rindzie, Windawie i Zatoce Ryskiej. Przykładowo w 1887 r. w gazecie „Dienas Lapa” („Dziennik”) opublikowano artykuł o rolniku, który złowił jesiotra o długości 2,4 m i masie 136 kg w niewielkiej rzece Engure położonej między jeziorami Usma a Puze – sama ikra ważyła 36 kg. Rybę przewieziono do miasta Windawa, gdzie została z dużym zyskiem sprzedana miejscowemu zakładowi przetwórczemu. Sapunow (1893, za Auziņš 1925) wspominał, że „niegdyś” (sic!) jesiotra poławiano na wybrzeżu Liwonii w Zatoce Ryskiej wiosną w okresie od kwietnia do maja, kiedy po wodzie pływały kry. Od początku XX wieku odnotowano jedynie pięć przypadków złowienia rodzimego gatunku jesiotra w wodach łotewskich.

Podobna sytuacja ma miejsce w Estonii, gdzie – jak się przyjmuje – jesiotr nigdy nie występował licznie. Potwierdzone informacje na temat połowu jesiotra w Estonii pochodzą wyłącznie z nieodległych czasów. Jak podają źródła, w okresie od końca XIX wieku do czasów współczesnych jesiotra bałtyckiego zaobserwowano w estońskich wodach około 30 razy. Na początku XX wieku jesiotra poławiano głównie w Narwie lub w Zatoce Fińskiej. Zgodnie z archiwalnymi źródłami dotyczącymi rybołówstwa w regionie Narwy populacja jesiotra została doszczętnie zniszczona prawdopodobnie przed końcem XVII wieku (albo nawet wcześniej). Potwierdza to fakt, że symboliczny rysunek jesiotra na czternastowiecznym herbie miasta Narwa zastąpiono w XV wieku symbolem lipieni.

Najbardziej prawdopodobną przyczyną wymarcia lokalnych populacji jesiotra w Nowie i Ładodze jest przełowienie. Zjawisko to udokumentowano szczególnie w odniesieniu do rzeki Ługa pod koniec XIX wieku (Grimm 1889). Na początku XVIII wieku jej główny nurt zablokowały sieci pułapkowe rozpięte w środkowym biegu rzeki. W późniejszym czasie liczba takich pułapek wzrosła. Do końca XIX wieku w dolnym biegu rzeki zamontowano około 20 pułapek. Oprócz tego używano licznych sieci skrzelowych. Różnego rodzaju narzędzi połowowych używano również w ujściu Ługi. Nawet tubylcy poławiali łososie w stadium parr przy pomocy niewielkich sieci ciągnionych. W rezultacie miejscowe populacje łososia i siei szybko podupadły, a jesiotr stał się ogromną rzadkością. Podobną sytuację udokumentowano w przypadku innych rzek. Do początku XX wieku na



Połowy jesiotrów spływających w dół rzeki po odbyciu tarła



Newie poławiano ryby na całej jej długości. Liczba zarejestrowanych rybaków pracujących dla dużych przedsiębiorstw wynosiła 300–450, choć rzeka ma tylko 75 km długości (Luzanskaya 1940). Mimo to gęstość zaludnienia na jej brzegach rosta, a mieszkańcy czynnie uczestniczyli w połowach. Nawet dziś niektórzy tubylcy nielegalnie poławiają tu ryby, ale w przeszłości było to zjawisko nagminne. Taka sama sytuacja ma miejsce w przypadku rzeki Wołchow. W literaturze istnieją również wzmianki na temat połowów ukierunkowanych na jesiotra. Domracheev i Pravdin (1926) opisali przypadek, w którym „cała osada próbowała złowić jednego jesiotra, otaczając tarlisko wieloma sieciami” (za Popov 2017).

Zarówno połowy ukierunkowane na dorosłe ryby, które zmierzały do tarlisk, w celu ich spożycia, jak i wykorzystywanie narybku jako nawozu lub paszy dla świń (Seligo 1907) wskazują, że niegdysiejsze bogactwo populacji jesiotra zostało zaprzepaszczone przez przetłowień. Pierwsze objawy przetłowień jesiotra bałtyckiego zauważono już w XVII wieku w sprawozdaniach z połowów w Piławie/Bałtyjsku – od tego czasu liczba i rozmiar poławianych ryb drastycznie malały (Debus 1996). Tendencja ta utrzymała się przez XVIII wiek i w końcu zatrzymała się na początku XX wieku, kiedy to połowy ustały ostatecznie nawet

w najbardziej produktywnej rzece, Wiśle. Mimo produktywności w latach 80. XIX wieku połowy jesiotra ustały szybko również w Odrze. Na początku XX wieku nastąpił jednak krótki okres wzmożonych połowów, który wynikał ze znacznego wzrostu nakładów w związku z niewielkimi połowami w Łabie i wybudowaniem nowego ujścia Wisły prowadzącym do dezorientacji wielu ryb – stare ujście Wisły zostało odcięte od jej głównego nurtu i zablokowane. Rybołówstwo należy uznać jako takie za najważniejszy jednostkowy czynnik, który doprowadził do wyłęgienia jesiotra na dawnym obszarze jego występowania.

Na przyspieszenie tendencji spadkowej w populacjach jesiotra wpłynął fakt, że zarządzanie połowami nie było dostosowane do rozwoju tych populacji. Ograniczenia połowów polegały wyłącznie na tym, że udzielane prawo połowu dotyczyło jedynie ryb dorosłych. Restrykcji dotyczących czasu połowów, ich obszaru czy rozmiaru poławianych ryb albo w ogóle nie wprowadzano, albo były one nieskuteczne. Spośród państw, w których można było poławiać wyłącznie ryby większe od wprowadzonych ograniczeń (Berg 1935), jedynie w Polsce (1932) wprowadzono ograniczenie wielkości ryb, dzięki któremu samice przed złowieniem mogły jednokrotnie przystąpić do tarła (Kulmatycki 1932). W latach 1919–1936 złowiono 8–9 jesiotrów o średniej długości ponad 150 cm. Po wprowadzeniu ścisłej ochrony jesiotra w 1936 w Wiśle i jej dopływach odnotowano 27 oficjalnie potwierdzonych przypadków złowienia jesiotra w latach 1936–1965. Ostatniego jesiotra w stanie zikim złowiono w 1996 r. w pobliżu wyspy Sarema (Estonia).

5.2.2. Przekształcanie i zanieczyszczenie siedlisk

Tak jak wszystkie ryby anadromiczne jesiotr bałtycki jest wrażliwy na różne czynniki oddziałujące na siedliska, ponieważ na różnych etapach swojego życia korzystają z różnych ekosystemów – rzek, ujść, zatok i wód morskich. Przekształcanie siedlisk, które mogą wpłynąć na populacje jesiotra, obejmują budowę tam i ich funkcjonowanie, pogłębianie dna i usuwanie urobku oraz zmiany jakości wody, takie jak zmiany poziomu tlenu rozpuszczonego w wodzie i temperatury wody oraz obecność zanieczyszczeń. Kryteria siedlisk dla jesiotra bałtyckiego podsumowali Arndt i in. (2006).

Już od czasów pierwszych osad ludzkich w Europie utrata siedlisk i niska jakość wód przyczyniały się do upadku populacji jesiotra bałtyckiego. Pod koniec XIX wieku rosnący poziom zanieczyszczenia rzek odpadami rolniczymi, komunalnymi i przemysłowymi stanowił coraz większą przeszkodę w skutecznej realizacji poszczególnych etapów życia przez jesiotra, co niekorzystnie wpłynęło na najważniejsze odcinki rzek (Bonne 1905, Schiemenz 1906). Znaczenie tego zagrożenia było jednak mniej lub bardziej



Złowiony dorosły osobnik jesiotra bałtyckiego



istotne w zależności od okresu i od konkretnej rzeki. W ciągu ostatnich trzydziestu lat odnotowano poprawę niektórych istotnych kryteriów jakości siedlisk, w szczególności jakości wody. Poniżej przedstawiono analizy skutków obecnego lub potencjalnego stanu zniszczeń, przekształceń lub ograniczeń siedlisk lub obszaru występowania jesiotra bałtyckiego. Jeżeli nie uzyskano informacji dotyczących w szczególności jesiotra bałtyckiego, podano informacje na temat innych gatunków jesiotra. Dane te i ich analizy mają zastosowanie do jesiotra bałtyckiego (w niektórych przypadkach z zastrzeżeniami) z uwagi na podobieństwa w cyklu życia jesiotrów i ich fizjologii.

Jeżeli chodzi o Łotwę, w drugiej połowie XVIII wieku i na początku XIX wieku miała tam miejsce rewolucja przemysłowa, która pociągnęła za sobą niekorzystne zmiany w środowisku. Wydaje się, że na Łotwie industrializacja nie wpłynęła na populację jesiotra, ponieważ wyginął on na tych terenach już na początku XVIII wieku. Zgodnie z dostępnymi informacjami główną przyczyną, która doprowadziła do spadku populacji jesiotra na Łotwie, nie było zanieczyszczenie, zmiany ekosystemów czy budowanie tam na rzekach, lecz najprawdopodobniej zmiana klimatu. Od XVI wieku do połowy XIX wieku w Europie panowała tzw.

mała epoka lodowcowa. Prawdopodobnie na przełomie XVII i XVIII wieku północna granica zasięgu jesiotra, która zapewne przebiegała wówczas przez terytorium Łotwy, przesunęła się na południe (Purvina i Medne 2018).

W Niemczech i w Polsce – w przeciwieństwie do państw bałtyckich – największy wpływ na populację jesiotra i innych wędrownych gatunków ryb miało zagospodarowanie rzek na potrzeby produkcji energii wodnej, żeglugi, ochrony przeciwpowodziowej i rozwoju gruntów rolnych (Gessner i in. 2000, Mamcarz 2000). Zablokowanie szlaków wędrówki oraz kanałów bocznych i starorzeczy, a także niszczenie teras zalewowych i meandrów rzek doprowadziło do ilościowego i jakościowego pogorszenia siedlisk rzecznych. W wyniku tego działania nastąpiło rozregulowanie terminów okresowych powodzi wezbraniowych, zmiany temperatur, zintensyfikowane przemieszczanie osadów i coraz większe oddziaływanie składników pokarmowych, które z kolei poskutkowało zniszczeniem tarlisk i siedlisk młodego narybku. Na przestrzeni ostatnich stu lat globalne zmiany i działalność człowieka wywarły ogromny wpływ na warunki środowiskowe, w których jesiotr odbywa tarło i żeruje.



Jaz na rzece uniemożliwiający migrację jesiotrom (© archiwum WWF Polska)



5.2.3. Zmiany hydromorfologiczne

Jak opisano powyżej, wymagania jesiotra pod względem jakości wody i temperatury są wysokie. Aby ocenić zdolność do odtworzenia populacji jesiotra w jego historycznym zasięgu, należy poszerzyć wiedzę na temat jego wrażliwości na temperaturę, ilość tlenu rozpuszczonego w wodzie i zanieczyszczenie. O tym, czy dane miejsce nadaje się do odbycia tarła, decydują warunki hydromorfologiczne. Najważniejsza jest dostateczna wymiana wód w podłożu i należyte zapobieganie nagromadzeniu drobnych frakcji (akumulacji). Ponadto niezbędnym elementem jest dostateczna wartość nurtu, która pozwala na przemieszczanie żwiru na dnie rzeki, czemu sprzyja wysoka jakość kamieni (średnica 3–7 cm, obecność głazów lub skalistego dna) i ich czystość, najlepiej bez peryfitonu (Jego i in. 2002, Arndt i in. 2006). Podobnie jest w przypadku larw w stadium wolnego zarodka, których zachowania tigmotaktyczne sprawiają, że warunkiem wstępnym do optymalnego rozwoju zarodkowego jest obecność żwiru o średnicy 1,5–3 cm (Gessner i in. 2008, Bates i in. 2014). Dla młodego narybku po rozpoczęciu żerowania najlepszym siedliskiem są produktywne rejony rzek o średnio wartkim nurcie, obfitujące w ochochkowate (Gessner i in., prasa). Funkcjonalność siedlisk zależy również od tego, czy ryby mogą w nich schronić się przed drapieżnikami. Jak wykazały doświadczenia telemetryczne na 10-miesięcznym narybku, ryby wolą głębokie części rzek z obecnością rumoszu drzewnego, a nie otwarte przestrzenie lub brzegi.

5.2.4. Zmiana klimatu

Przyjmuje się, że istotną rolę w upadku populacji *A. sturio* w Morzu Bałtyckim w okresie małej epoki lodowcowej odgrywały inne czynniki takie jak zmiana klimatu (Ludwig i in. 2002). Obecnie do zmian warunków środowiskowych, w których gatunek ten migruje i rozmnaża się, przyczyniają się coraz mniejsze opady i rosnące temperatury. Wydaje się, że to właśnie temperatura stanowi istotną przeszkodę w rozprzestrzenianiu się gatunków anadromicznych w Europie Zachodniej. W niedawno opublikowanym badaniu Beuger i in. (2007) nie potwierdzają jednak, jakoby temperatura miała duży wpływ na populacje *Acipenser sturio*, co jest zbieżne z historycznymi obserwacjami tego gatunku w stanie dzikim – jak wskazują Williot i in. (1997), gatunek ten toleruje zakres temperatur 3–30°C. W połączeniu ze zniekształconą strukturą przepływów rzek i wynikającą z niej zmianą sezonowych natężeń przepływu zmiany rocznych trendów temperaturowych mogą jednak mieć wpływ na wędrówki na tarło i okres bytowania narybku w rzekach. Jest to szczególnie ważne w kontekście zmiany klimatu oraz wynikających z niej zmian przepływów i temperatur w okresie letnim.

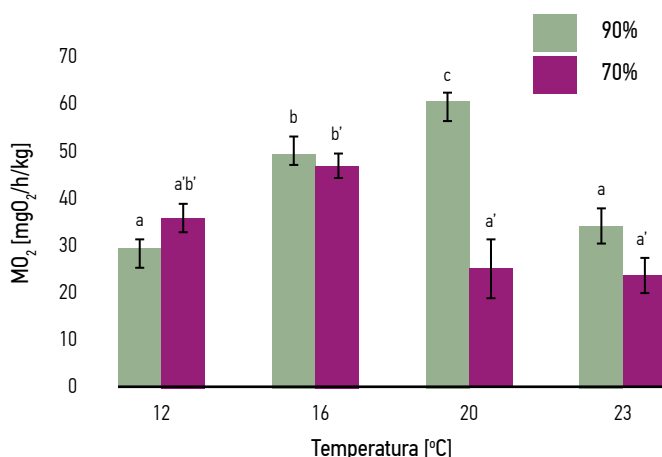
W poniższych akapitach przytoczono przeprowadzone przez Delage i in. (2015) studium przypadku dotyczące *A. sturio*, ponieważ brakuje szczegółowych badań na ten temat poświęconych *A. oxyrinchus* i można założyć, że oba te gatunki podlegają tym samym podstawowym mechanizmom. W ramach studium przeprowadzonym w zlewni estuarium Żyrondy, Garonny i Dordogne zbadano wrażliwość *A. sturio* na zawartość tlenu i temperaturę, które odnotowuje się obecnie i które prognozuje się w przyszłości. Zmiana klimatu doprowadziła do wzrostu temperatury wody oraz częstotliwości i intensywności niedoborów tlenu na tym obszarze. Oceniono wrażliwość narybku *A. sturio* na temperaturę i nasycenie wody tlenem oraz możliwe skutki dla rozmnażania gatunku. Zarodki i larwy na wczesnych etapach rozwoju umieszczono w warunkach różnych temperatur (12–30°C) i różnych zawartości tlenu w wodzie (nasycenie O₂ 30–90%). Oceniono skutki letalne i subletalne na podstawie śmiertelności zarodków i larw, efektywności wylęgu, odsetka osobników z wadami rozwojowymi, resorpcji woreczka żółtkowego, rozwoju tkanek, wskaźnika podstawowej przemiany materii i szybkości pływania.

Największą przeżywalność zarodków odnotowano przy temperaturze 20°C, zaś w temperaturze 30°C przeżywalność wynosiła 0. Przy nasyceniu O₂ wynoszącym 50% lub mniej wylęg w ogóle nie nastąpił. Najmniej wad rozwojowych zaobserwowano w temperaturze 20°C i przy nasyceniu O₂ wynoszącym 90%. Maksymalny wskaźnik podstawowej przemiany materii odnotowano w temperaturze 20°C i przy nasyceniu O₂ wynoszącym poniżej 90% oraz w temperaturze 16°C i przy nasyceniu O₂ wynoszącym poniżej 70%. W temperaturze 20°C przemiana materii była wolniejsza przy nasyceniu O₂ wynoszącym 70% niż przy nasyceniu 90%. Larwy pływały najszybciej w temperaturze 16°C.

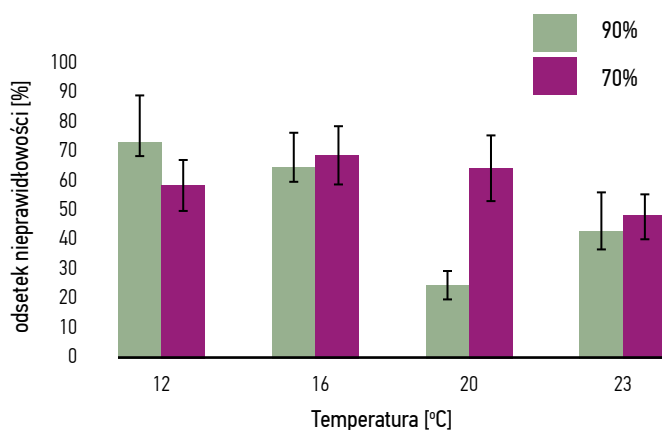
Wskazano, że optymalną temperaturą dla *A. sturio* jest temperatura około 20°C. Górna granica tolerancji *A. sturio* wynosi 26–30°C, a dolna – poniżej 12°C. Niedobór tlenu powoduje skutki subletalne przy nasyceniu O₂ wynoszącym 70%, a letalne – przy nasyceniu 50%. Wstępne badania jesiotra zachodniego wykazały, że zarodki i larwy tego gatunku są bardziej wrażliwe na wysokie temperatury niż ryby na późniejszych etapach rozwoju (Delage i in. 2015).

W ramach tego samego gatunku oceniono również wrażliwość osobników we wczesnych stadiach rozwoju na mieszaną zanieczyszczeń zidentyfikowanych w zlewni Żyrondy, Garonny i Dordogne. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że jesiotr zachodni we wczesnych stadiach rozwoju jest bardzo wrażliwy na zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie. Określono optimum termiczne oraz optymalne i krytyczne zakresy tolerancji. Wrażliwość na zanieczyszczenia znajdujące się w zlewni Żyrondy, Garonny i Dordogne była stosunkowo niska (Delage i in. 2014).





Wskaźnik podstawowej przemiany materii larw *A. sturio* w 2. dniu po wylęgu (dph) w zależności od temperatury w środowisku rozwoju przez cały okres rozwoju (średnia ± błąd standardowy) przy nasyceniu O₂ wynoszącym 90% i 70% przez pierwsze 48 h inkubacji; różnice statystyczne między warunkami temperaturowymi ($p < 0,05$) oznaczono różnymi literami; gwiazdka oznacza różnice przy takiej samej temperaturze ($N = 271$) (za Delage 2015)



Wskaźnik wad rozwojowych (średnia ± błąd standardowy) u larw *A. sturio* (2 dph) w zależności od warunków temperaturowych przez cały okres rozwoju przy nasyceniu O₂ wynoszącym 90% lub 70% przez pierwsze 48 h inkubacji (za Delage 2015)

5.2.5. Wpływ energii wodnej

Ułatwienie jesiotrom wędrówek może powstrzymać fakt, że choć jesiotry są zależne od dostępu do tarlisk, nieczęsto odnotowuje się korzystanie przez nie z przepławek, ponieważ dotychczas zaprojektowano tylko kilka tego rodzaju konstrukcji umożliwiających przepłynięcie dorosłych jesiotrów. Stworzenie alternatywnych siedlisk poniżej tam może nie mieć szerokiego zastosowania, ponieważ odległość takich miejsc od morza musi być na tyle duża, aby larwy i narybek miały możliwość odpowiednio długiego dryfowania przed dotarciem do wód przybrzeżnych.

Tamy budowane na potrzeby elektrowni wodnych i ochrony przeciwpowodziowej mogą mieć ogromny wpływ na gatunki anadromiczne, ponieważ uniemożliwiają dostęp do tarlisk i żerowisk, blokują naturalne nurty rzeki, przekształcając je w zbiorniki wodne, powodują fizyczne obrażenia u ryb wędrujących w górę i w dół rzeki, a także zmieniają przepływ i temperaturę wody w dolnym biegu. Hill (1996) nie tylko potwierdził, że tamy utrudniają wędrówkę ryb anadromicznych i powodują ich śmiertelność, ale wskazał również następujący możliwy wpływ elektrowni wodnych: zmiany w stężeniach tlenu i temperaturze wody, sztuczne naruszenie stratyfikacji termicznej, opadanie lustra wody, zmiany w akumulacji, zdekształconą morfologię kanałów, wzmożoną eutrofizację i zmieniony obieg składników pokarmowych, a także skażenie wód i osadów.

To, czy dana rzeka jest odpowiednim siedliskiem to tarła i rozwoju młodych osobników jesiotra bałtyckiego, zależy od rocznej dynamiki przepływów (określonej na podstawie obecności lub braku czystych kamieni na dnie rzeki), która może istotnie zmienić się lub zwolnić wskutek obecności tam, co udowodniono w przypadku jesiotra amerykańskiego (*Acipenser transmontanus*) (Beamesderfer i Farr 1997). Działania związane z utrzymaniem tam, takie jak spuszczenie wody z zalewu, pogłębienie dna i drobne prace wydobywcze na brzegach, mogą powodować nagromadzenie mułu i innych drobnych osadów rzecznych w pobliskich tarliskach.

Ogólnie rzecz biorąc, przeprowadzone dotychczas oceny siedlisk wskazują, że w Odrze jesiotr bałtycki ma dostęp do około 60% siedlisk, w Wiśle – jedynie do 35%, w Pregole – 65%, w Niemnie – 40–45%, w Dźwinie – 15%; w Gauji, Irbe, Rindzie i Windawie dostępność siedlisk wynosi jedynie 50%, w Narwie – 100%, a w Newie i Wołchowcie – odpowiednio 100% i 65%. Choć wydaje się, że dostępnych jest około 50% siedlisk jesiotra bałtyckiego, przydatność pozostałych części siedlisk jako tarlisk i miejsc podchowu narybku jest nieznana, ponieważ dostępność niekoniecznie równa się 100% funkcjonalności. Jest to widoczne na dużych odcinkach Odry, na których rozwinięto żeglugę, co doprowadziło do dużego przemieszczania osadów na głównych odcinkach, jak również utraty tarlisk w tych siedliskach.



Stopień wodny na rzece (© stock.adobe.com)

5.3. Warianty łagodzenia

Działania mające na celu zmniejszenie negatywnego oddziaływania muszą odnosić się do różnych kwestii, które zmieniły hydromorfologię i hydrobiologię przedmiotowych rzek. Wynika to z faktu, że gatunek ten jest w stanie utrzymać się jedynie przy bardzo niskich wskaźnikach rocznej eksploatacji (Jaric i Gessner 2014). Zalecenia dotyczące skutecznej ochrony obejmują całkowite zawieszenie odłowu do czasu utworzenia stabilnych populacji o wielkości odłowowej (60–100 lat). Programy zwiększonego monitoringu, specyfikacje dotyczące roli ryb hodowlanych w zwiększeniu stada, jak również programy restytucji należy w stosownych przypadkach połączyć z zobowiązaniem do ograniczenia przyłowu.

Środki łagodzenia zmiany klimatu są niezwykle długoterminowe i wiążą się z wysokim poziomem niepewności. Nie ma pewności, czy przedmiotowy gatunek może szybko przystosować się do wcześniejszego tarła, aby uniknąć krytycznych przedziałów temperatury podczas wczesnej ontogenezy. W przypadku większości państw Morza Bałtyckiego model prognozowania opracowany przez Lassalle'a i in. (2010) wskazuje na raczej ograniczone skutki zmiany klimatu dla przydatności zlewni do celów rozmnażania jesiotra.

Poziomy stężenia tlenu zależą w dużym stopniu od różnych źródeł substancji biogennej i zanieczyszczeń, które oddziałują na produktywność rzeki i wynikające z niej zużycie tlenu nocą. Środki łagodzące muszą bezpośrednio oddziaływać na źródła, a w ostatnim dziesięcioleciu zwiększonego wykorzystywania oczyszczania ścieków i ograniczonego stosowania nawozów osiągnęły dobre wyniki, na przykład w Odrze. Metale ciężkie i pestycydy wykazują dużą trwałość i często są związane z podłożem. W związku z tym ich transformacja i ostatecznie ich rozcieńczenie zależą głównie od dynamiki osadu rzecznoego.

Liczne badania wykazały, że jesiotry są bardzo narażone na połowy, zwłaszcza z użyciem sieci skrzelowych. Niezwykle wysoki współczynnik połowu jesiotrów w sieci skrzelowe zmusił naukowców do opracowania i przetestowania zmodyfikowanego narzędzia połowowego, co przyniosło obiecujące wyniki (Gessner i Arndt 2006, Levesque i in. 2016). Kolejnym etapem jest wprowadzenie na obszarze Morza Bałtyckiego narzędzi lub technik połowowych przyjaznych jesiotrowi. Na całym obszarze Morza Bałtyckiego potrzebne są intensywne programy zwiększania świadomości społecznej, ponieważ bardzo często wszelkie nowe przepisy połowowe wywołują negatywne opinie rybaków.





6. Status zlewni



Wzdłuż niemieckiego wybrzeża Morza Bałtyckiego jedynie Odra stanowi odpowiednie siedlisko dla jesiotra. Inne rzeki (Trave, Warnow, Piana, Wkra) są albo zbyt małe, albo nie zapewniają cech siedliska uznawanych za niezbędne na wczesnych etapach rozwoju jesiotra bałtyckiego. To samo dotyczy rzek w Danii i południowej Szwecji uchodzących do Morza Bałtyckiego i cieśniny Kattegat.



Zlewnia Odry i Warty (© Google Earth Physical, Hallermann 2018)



Zlewnia Wisły (© Google Earth Physical, Hallermann 2018)

6.1. Odra

Odra – na odcinku ponad 150 km jej dolnego biegu – jest rzeką graniczną między Niemcami i Polską. Jej całkowita długość wynosi 898 km, a średni przepływ – $574 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Wyływa z Gór Odrzańskich (Odergebirge) na wysokości 634 m n.p.m. i ma kilka dopływów (Oława, Kaczawa, Barycz, Bóbr, Nysa) aż do zbiegu z Wartą (której głównymi dopływami są Proсна, Obrą, Noteć, Drawa). Zlewnia obejmuje obszar $800\,000 \text{ km}^2$, z których 90% znajduje się na terytorium Polski, m.in. niziny środkowej Polski (rys. 8). Rzeki charakteryzują się stosunkowo niskim nachyleniem i zamieszkuje je wiele dużych stad. Odra uchodzi do zalewu mającego 3 odnogi (Piana, Świna, Dziwna), które łączą go z Zatoką Pomorską.

Mimo że w dorzeczu znajdują się budowle hydrotechniczne, zarówno Warta, jak i Odra pozwalają na swobodną migrację na długości do 450 km. Oceny siedlisk przeprowadzone na głównych historycznych tarliskach (Grabda 1968, Przybył 1968) potwierdziły obecność i funkcjonalność 40% historycznych tarlisk (Gessner i Bartel 2000, Arndt i in. 2006).

Ze względu na poprawę jakości wody wskutek planu BSAP realizowanego przez HELCOM i przystąpienie Polski do UE główne przeszkody utrudniające skuteczne rozmnażanie są obecnie związane ze zmienionym przemieszczaniem osadów będącym wynikiem przystosowań wprowadzonych w związku z żegluga śródlądową i utraty teras zalewowych.

W ramach planów rozwoju budownictwa na potrzeby ochrony przeciwpowodziowej, żeglugi śródlądowej i inwestycji hydroenergetycznych w Polsce obecnie przewiduje się budowę 14 dodatkowych tam w głównym nurcie Odry, rozbudowę kanału łączącego Wisłę i Wartę, jak również regulację Warty poniżej Konina, którą w dużej mierze przywrócono do stanu pierwotnego. Rozwój ten miałby negatywny wpływ na próby restytucji wszystkich wędrownych gatunków ryb i byłby wyraźnie sprzeczny z obowiązującymi unijnymi przepisami ochrony środowiska.

6.2. Wisła

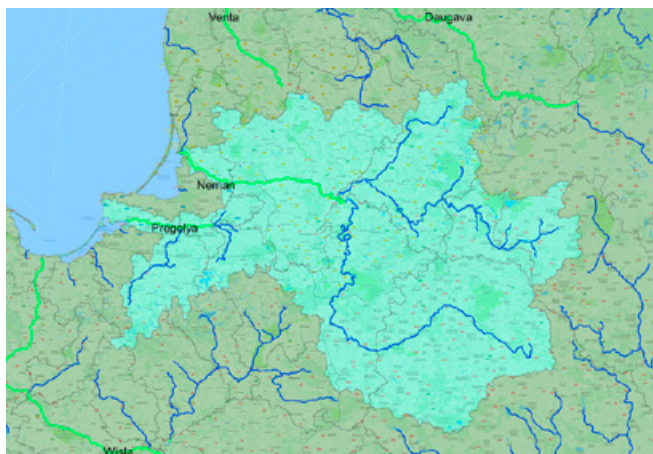
Wisła jest najdłuższą i największą rzeką w Polsce. Jej całkowita długość wynosi 1047 km, a średni przepływ – $1046 \text{ m}^3/\text{s}$. Zlewnia dorzecza Wisły zajmuje obszar $194\,424 \text{ km}^2$. W porównaniu



z rzekami w Europie Zachodniej rzeki na terytorium Polski uregulowano w stosunkowo niewielkim stopniu. W górnym odcinku Wisły między Sołą a Sanem znajduje się siedem zapór o wysokości 3,7–6,7 m. Na pięciu tamach zbudowano stawy i przepławki, ale ich skuteczność jest sporna, i są one zbyt małe, aby ułatwić migrację jesiotra.

Stan ekologiczny górnej Wisły jest ogólnie zły ze względu na zanieczyszczenia pochodzące z aglomeracji śląskiej i krakowskiej. Będący jej dopływem Dunajec, poniżej Zbiornika Czchowskiego, jest dużą rzeką o spadku wynoszącym 0,08%. Wprowadzono bardzo niewiele zmian technicznych i tylko jeden stopień wodny o wysokości 1,2 m, który tamuje wodę w pobliżu Tarnowa (33 km biegu rzeki). Zaporę tę zbudowano z dużych kamieni, ale nie stanowi ona zapory dla migracji ryb. Dunajec uregulowano jedynie w niewielkim stopniu. Na Wistoce najbardziej znaczące przeszkody znajdują się w Mielcu (21 km 500 m biegu rzeki) oraz Dębicy (56 km 160 m biegu rzeki). San między Przemyślem a zbiegiem z Wisłą (169 km) jest dostępny dla wędrownych gatunków ryb. Dotychczas nie monitorowano skuteczności nowej przepławki zbudowanej w 2014 r. Wisłok jest dopływem Sanu. Pierwsza tama na Wisłoku znajduje się na 58 km 550 m biegu rzeki w Rzeszowie.

Populacje wędrownych gatunków ryb w dorzeczu środkowej Wisły nigdy nie były liczne. Historycznie jesiotr występował w Narwi, Bugu, Pilicy i Bzurze. Tarliska znajdowały się w środkowej Wiśle w pobliżu Anopolu na 299 km biegu rzeki, około 642 km od ujścia rzeki. Obecnie tama we Włocławku na 675 km biegu rzeki (266 km od ujścia rzeki) blokuje dostęp do 90% Wisły, w związku z czym ma kluczowe znaczenie. Pod koniec 2014 r. źle funkcjonującą przepławkę na tamie przekształcono w przepławkę szczelinową. Ten nowy obiekt umożliwiający migrację nie został przystosowany dla jesiotrów. Budowę drugiej tamy na dolnej Wiśle zaplanowano w Nieszawie na 703 km biegu rzeki (240 km od ujścia rzeki).



Zlewnia Pregoly i Niemna (© Google Earth Physical, Hallermann 2018)

Drwęca jest najbardziej znaczącym prawym dopływem w systemie rzeczonym dolnej Wisły. W przeszłości jesiotr wpływał do niej na tarło. Od 1961 r. Drwęca jest rezerwatem przyrody. Dwie przeszkody istotne dla migracji jesiotra znajdują się w Lubiczu na 11 km biegu rzeki. Środki wspomagające migrację ryb nie są dostosowane do jesiotra. Obie przepławki wymagają przebudowy. Od połowy lat 90. XX wieku w polskich rzekach odnotowuje się poprawę jakości wody. Od ponad 10 lat stan ekologiczny polskich rzek klasyfikuje się jako średni, a stan chemiczny jest dobry.

6.3. Pregola, Węgorapa

Pregola powstaje z połączenia rzek Węgorapa i Instrucz. Ma 123 km i przepływa przez obszar równinny, wpływając do Zalewu Kaliningradzkiego w pobliżu Kaliningradu. Jej zlewnia zajmuje obszar 15 500 km², a jej średni odpływ wynosi 90 m³s⁻¹. Od 2000 r. w rzekach w obwodzie kaliningradzkim obserwuje się poprawę jakości wody związaną z wprowadzonymi środkami służącymi oczyszczaniu ścieków oraz przejściem przedsiębiorstw przemysłowych na nowe technologie. Gruntowne badanie hydrobiologiczne przeprowadzone we współpracy z laboratorium ekologii morskiej Oddziału Atlantyckiego Instytutu Oceanologii Rosyjskiej Akademii Nauk (AB IO RAS) wykazało, że obecny stan rzeki jest najlepszy od 100 lat (Ejova i in. 2013). W pobliżu Czerniachowska istnieje możliwość restytucji tarliska jesiotra.

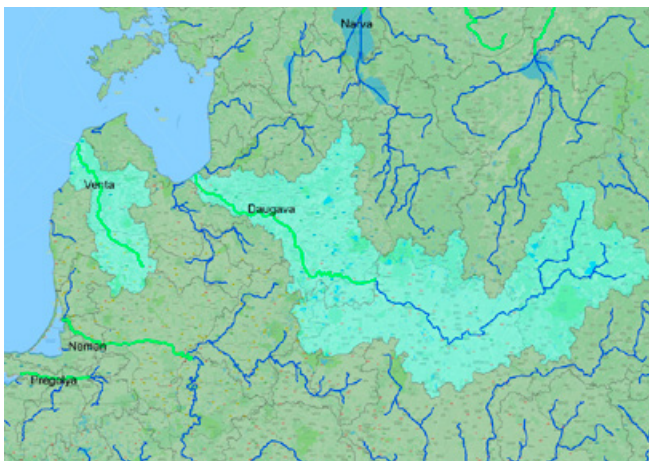
6.4. Niemen z Wilią i Świętą

Na Litwie, na podstawie danych historycznych oraz obecnego stanu ekologicznego i stanu siedliska, do wprowadzenia jesiotra wybrano Niemen oraz dwa jego dopływy – Wilię i Świętą. Zlewnia systemu rzeczennego Niemna zajmuje obszar 97 928 km², z których 47,7% należy do Litwy, 46,4% do Białorusi, 3,2% do Rosji, 2,6% do Polski i 0,1% do Łotwy. Głównym dopływem jest Wilia, która odpowiada za około 33% całkowitego przepływu. W dolnym odcinku Niemna nadal znajdują się terasy zalewowe, rozlewiska i kanały boczne. Duże odcinki systemu rzeczennego są łatwo dostępne (230 km na Niemnie oraz dodatkowe 400 km na Wilii i 100 km na Świętej). Obecnie górny bieg Niemna jest wyłączony ze względu na elektrownię wodną w Kownie (230 km od zalewu, 280 km od morza), jednak w środkowym i dolnym biegu Wilii oraz dolnym biegu Świętej dostępne są będące w dobrym stanie historyczne tarliska (Virbickas 2000). Na wielu odcinkach wspomnianych części rzeki nadal przeważa odpowiednie podłoże. Obie rzeki objęte są statusem ochrony Natura 2000, a to wraz z brakiem żeglugi handlowej i poprawą stanu ekologicznego zapewnia dobrą podstawę dla

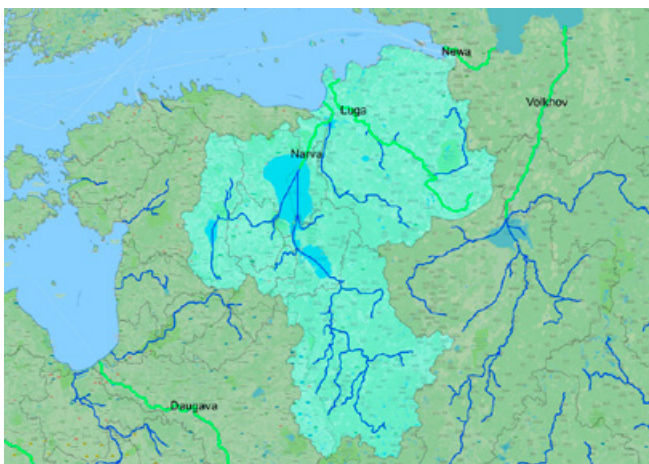


powodzenia restytucji jesiotra na Litwie (Agencja Ochrony Środowiska 2017).

Miejsca introdukcji na rzece Święta znajdują się 275 km od Zalewu Kurońskiego, a na rzece Wilia – 326 km od niego. Żadne tamy ani zapory nie blokują migracji ryb w dół rzeki. W latach 2010–2017 do dorzecza Niemna wypuszczono 116 500 jesiotrów, przy czym 4646 osobnikom założono znaczniki Floy® T-Bar Anchor Tags lub znaczniki radiowe. Pierwsze lata reintrodukcji jesiotra uwydatniły, że główne zagrożenia może stanowić rybołówstwo komercyjne w Zalewie Kurońskim i Morzu Bałtyckim, jak również wędkarstwo w rzekach. Badanie z wykorzystaniem znaczników wykazało, że dla jesiotrów duże zagrożenie stanowią sieci skrzelowe i że jesiotry dość szybko w nich padają, zwłaszcza w gorącym okresie letnim. W związku z tym niezwykle wysoka śmiertelność jesiotrów w sieciach skrzelowych wymaga pewnych środków łagodzących, a przetestowane i zmienione narzędzia połowowe przyjazne jesiotrowi są jednym z najbardziej obiecujących rozwiązań (Gessner i Arndt 2006, Levesque i in. 2016).



Zlewnia Windawy i Dzwiny, Łotwa (© Google Earth Physical, Hallermann 2018)



Zlewnia Narwy i Ługi (© Google Earth Physical, Hallermann 2018)

6.5. Windawa i Dźwina

Na Łotwie są 3 rzeki, w których jesiotr mógłby znaleźć odpowiednie tarliska, ponieważ łośoś nadal odbywa tam tarło w naturalny sposób. Rzekami tymi są: Windawa, której dopływy sięgają do wodospadu Ventas Rumba (85 km), Gauja o dopływach dochodzących aż do tam (314 km) i dorzecze rzeki Salaca (96 km). Ostatnie z wymienionych rzek to rzeki i obszary dorzeczy, na których nie ma tam, a ich cechy hydroekologiczne, jak również jakość wody, spełniają wymogi niezbędne do tarła łośosia i prawdopodobnie spełnią wymogi niezbędne w przypadku jesiotra. Ponadto w dorzeczu Dzwiny siedlisko tarłowe może istnieć do pierwszej tamy w głównym nurcie (30 km), natomiast pozostałe 990 km rzeki jest niedostępne.

6.6. Narwa

Badania wskazują, że jakość potencjalnych siedlisk w dolnym biegu Narwy od miasta Narwa do obszaru ujścia rzeki (20 km) jest odpowiednia, by stać się siedliskiem hodowli jesiotra i miejscem podchowu narybku. Siedliska jesiotra w Narwi można poprawić, odtwarzając zniszczone tarlisko u stóp wodospadu Narwa. Sporządzono już wstępny projekt tych prac.

W przyszłości planuje się zarybienie Parnawy. Na Parnawie, 16 km od ujścia rzeki, rozpoczęto likwidację tamy Sindi blokującej przemieszczanie się ryb w górę rzeki, która zakończy się do 2020 r.

6.7. Ługa

Położona w zachodniej części Federacji Rosyjskiej Ługa, o długości 353 km i zlewni o powierzchni 13 200 m², to rzeka potencjalnie odpowiednia dla jesiotrów. Jesiotr był poławiany na obszarze ujścia rzeki do początku XX wieku. W 1915 r., 70 km od ujścia, zbudowano tamę, ale kilka dziesięcioleci temu została ona zniszczona. Obecnie w głównym nurcie rzeki nie ma tam. Istnieje pięć odcinków, na których znajdują się progi rzeczne, część z nich jest odpowiednia dla jesiotrów, tak jak odcinek u ujścia rzeki, na którym rzeka ma 200 m szerokości i do 5 m głębokości (Popov 2017).

6.8. Nawa

Nawa łączy Zatokę Fińską z jeziorem Ładoga. Na rzece nie ma tam, ale o czasu, gdy łowiono w niej jesiotra, przeszła kilka przemian. W latach 70. XX wieku pogłębiono odcinki, na których znajdują się długie progi rzeczne, usunięto duże kamienie i zlikwidowano skalistą mieliznę na jednym brzegu. Dwukrotnie poszerzono kanał żeglujący.





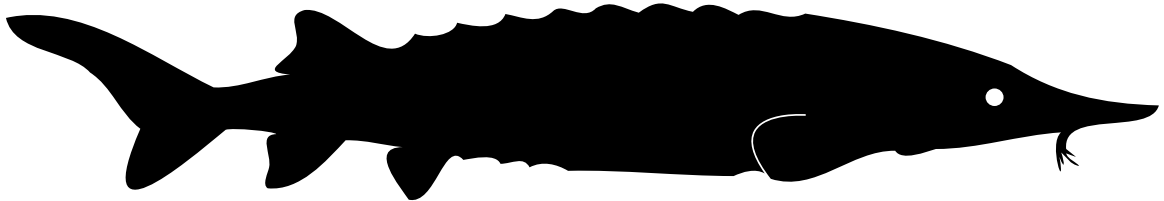
Zlewnia Newy i Wołchow z jeziorem Ładoga (© Google Earth Physical, Hallermann 2018)

Wcześniej wprowadzono jednokierunkowy ruch łodzi, po przebudowie kanał stał się odpowiedni dla ruchu dwukierunkowego (Nezhikhovskiy 1981). Zniszczyło to tarliska łososia atlantyckiego, ale zwiększyło obszar potencjalnych tarlisk jesiotra. U ujścia rzeka również przeszła kilka przemian, ale jej główna część pozostaje niezmienną. Tarliska jesiotra mogłyby istnieć w całej rzece, której średnia głębokość wynosi 8–11 m (Popov 2017).

6.9. Wołchow

Wołchow uchodzi na południu do jeziora Ładoga. Długość rzeki wynosi 224 km, a całkowity spadek – 14 m. Zlewnia zajmuje powierzchnię 80 200 km², a średni przepływ wynosi 580 m³s⁻¹. Migrację ryb na dolnym odcinku rzeki ogranicza wołchowska elektrownia wodna.

Źródła historyczne wskazują na istnienie odcinka rzeki, w którym odbywało się tarło jesiotra. Odcinek ten ma długość około 10 km. Znajduje się w dolnym biegu rzeki poniżej tamy. Prawdopodobnie nadal jest odpowiedni do tarła jesiotrów, tak jak odcinek u ujścia rzeki, na którym rzeka ma ponad 200 m szerokości (Popov 2017).





7. Status prawny *A. oxyrinchus*



7.1. Status nadawany przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody

Do 2017 r. jesiotr bałtycki nie figurował w czerwonej księdze IUCN jako odrębna odmiana amerykańskiego jesiotra ostronosego. *A. oxyrinchus* umieszczono jako gatunek bliski zagrożenia (St Pierre, IUCN 2015) wraz z podgatunkiem *A. oxyrinchus oxyrinchus* sklasyfikowanym jako narażony (ibidem). Obecnie przeprowadzana jest ponowna ocena populacji obszaru Morza Bałtyckiego wraz z gatunkiem północnoamerykańskim. Jest on umieszczony jako podjednostka krytycznie zagrożona / wymarła na wolności.

7.2. Konwencja waszyngtońska (CITES) z 1973 r.

Jesiotra bałtyckiego (*A. oxyrinchus*) umieszczono w załączniku II do Konwencji o międzynarodowym handlu dzikimi zwierzętami i roślinami gatunków zagrożonych wyginięciem (znanej również jako CITES lub konwencja waszyngtońska) w 1996 r. w ramach kompleksu gatunków amerykańskiego jesiotra ostronosego. Kategoria ta obejmuje gatunki, które wymagają wprowadzenia środków zarządzania, w celu ich utrzymania. Umieszczenie w załączniku oznacza, że międzynarodowy handel gatunkiem może odbywać się na podstawie zezwolenia na handel. Rezolucją Konf. 12.7 (Zm. CoP14) w sprawie „Ochrony jesiotrów i wiostonosów oraz handlu nimi” (przyjętą w 2002 r. i zmienioną w 2003 r. i 2007 r.) państwa zasięgu wezwano do: „zachęcania do prowadzenia badań naukowych i odpowiedniego monitoringu stanu populacji”, „ograniczenia nielegalnego połowu i handlu gatunkami jesiotra i wiostonosa, „zbadania sposobów zwiększenia uczestnictwa przedstawicieli wszystkich agencji odpowiedzialnych za połowy jesiotra i wiostonosa w programach ochrony i zrównoważonego wykorzystywania tych gatunków”, „propagowania zawierania regionalnych umów między państwami zasięgu gatunków jesiotra i wiostonosa mających na celu właściwe zarządzanie tymi gatunkami i ich właściwą eksploatację”, a w przypadku państw zasięgu jesiotrów

w regionie euroazjatyckim – do uwzględnienia zaleceń zawartych w dokumencie CoP12 Doc. 42.1 przy opracowywaniu regionalnych strategii i planów działania dotyczących ochrony. CITES reguluje import i eksport żywego jesiotra (palczaków, osobników młodocianych i dorosłych), jak również zapłodnionej ikry i produktów z jesiotra, co może być istotne w kontekście środków mających na celu ochronę i restytucję jesiotrów. Unia Europejska egzekwuje CITES w sposób jednolity i wiążący poprzez europejskie prawo ochrony gatunków. Prawo to ma na celu ochronę dzikich zwierząt i roślin obecnie zagrożonych przez handel międzynarodowy lub które mogą stać się przez niego zagrożone poprzez regulację handlu tymi gatunkami. *A. sturio* umieszczono w załączniku A do rozporządzenia Rady (WE) nr 338/97, przy czym w art. 8 tego rozporządzenia zakazuje się handlu, natomiast *A. oxyrinchus* umieszczono w załączniku B.

7.3. Konwencja berneńska

Ponieważ jesiotra zachodniego (*A. sturio*) umieszczono w załączniku II do Konwencji o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk (konwencji berneńskiej) jako ściśle chroniony gatunek, *A. oxyrinchus* należałoby traktować w sposób analogiczny do *A. sturio* ze względu na dyskryminację tego gatunku w ostatnim czasie.

Od każdej umawiającej się strony wymaga się podjęcia właściwych i niezbędnych przedsięwzięć ustawodawczych i administracyjnych, aby zapewnić szczególną ochronę, a przede wszystkim zakazania (art. 6): „wszystkich form umyślnego chwytania, przetrzymywania i umyślnego zabijania”, „umyślnego uszkodzenia lub niszczenia miejsc rozrodu lub odpoczynku”, „umyślnego niepokojenia dzikich zwierząt, zwłaszcza w okresie rozrodu, wychowu młodych lub snu zimowego, jeżeli takie postępowanie będzie miało znaczące skutki w odniesieniu do celów [przedmiotowej] Konwencji”, „umyślnego niszczenia lub wybierania jaj oraz posiadania jaj”, „posiadania i handlu wewnętrznego tymi zwierzętami, żywymi lub martwymi, włączając w to zwierzęta wypchane oraz łatwo rozpoznawalne części zwierząt lub produkty z nich pochodzące, w przypadku gdy środek ten przyczyni się





do zwiększenia skuteczności postanowień [przedmiotowego] artykułu”. Od stron wymaga się koordynacji działań, mających na celu zapewnienie ochrony gatunków na całym obszarze ich występowania (art. 10). Strony zobowiązują się do: „współdziałania, ilekroć zaistnieje tego potrzeba, a zwłaszcza jeśli współdziałanie to zwiększy skuteczność środków podejmowanych na mocy innych artykułów [przedmiotowej] konwencji”, i „popierania i koordynowania badań naukowych związanych z celami [przedmiotowej] konwencji”, oraz „popierania reintrodukcji rodzimych gatunków dzikiej flory i fauny, jeśli przyczyni się to do ochrony zagrożonego gatunku, pod warunkiem że najpierw, przy uwzględnieniu doświadczeń innych Umawiających się Stron, zostaną przeprowadzone badania mające na celu ustalenie, czy taka reintrodukcja będzie skuteczna i możliwa do przyjęcia” (art. 11). Stały Komitet konwencji berneńskiej zatwierdził dwa działania: plan działania na rzecz ochrony i restytucji jesiotra zachodniego (*Acipenser sturio*) oraz, poprzez przyjęcie zalecenia 116 (2005) w sprawie ochrony jesiotrowatych (*Acipenseridae*) w dorzeczu Dunaju, zwrócenie się do stron o rozważenie sporządzenia i wdrożenia krajowych planów działania na rzecz gatunków jesiotra umieszczonych w załączniku do zalecenia oraz o uwzględnienie w tym kontekście planu działania na rzecz ochrony jesiotrowatych (*Acipenseridae*) w dorzeczu Dunaju.

7.4. Konwencja o ochronie wędrownych gatunków dzikich zwierząt (konwencja bońska)

Decyzję o umieszczeniu jesiotra zachodniego (*Acipenser sturio*) w załączniku II do Konwencji o ochronie wędrownych gatunków dzikich zwierząt (nazywanej również konwencją bońską) podjęto w 1999 r. na 6. konferencji Stron służącej jako spotkanie Stron (COP6) konwencji bońskiej



Młody osobnik jesiotra bałtyckiego ze znacznikiem przymocowanym do nasady płetwy grzbietowej, umożliwiającym dokładną identyfikację (© A. Kapusta)

w odpowiedzi na inicjatywę Niemiec. Załącznik II obejmuje gatunki wędrowne o nieodpowiednim statusie ochronnym lub których status ochronny mógłby stać się bardziej sprzyjający w wyniku współpracy międzynarodowej. Jako taki wykaz zawierałby *A. oxyrinchus* ze względu na fakt, że gatunek ten zidentyfikowano dopiero po wejściu wykazu w życie.

W konwencji zachęca się państwa terytorium występowania do zawarcia międzynarodowych lub regionalnych porozumień dotyczących gatunków wymienionych w załączniku II, przyznając pierwszeństwo gatunkom, których status ochronny jest nieodpowiedni. W 2005 r., na 8. konferencji Stron służącej jako spotkanie Stron, podjęto decyzję o dodaniu również *Acipenser sturio* do załącznika I do konwencji bońskiej, w którym umieszczono gatunki wędrowne zagrożone wymarciem (na podstawie konwencji dopuszcza się umieszczenie gatunków wędrownych zarówno w załączniku I, jak i załączniku II, ponieważ obowiązki stron w odniesieniu do gatunków umieszczonych w tych dwóch załącznikach są różne i wzajemnie się uzupełniają). Zgodnie z konwencją strony powinny: „popierać badania nad gatunkami wędrownymi i współpracować w tym zakresie; podejmować starania dla zapewnienia natychmiastowej ochrony gatunków wędrownych wymienionych w załączniku I”, w tym zakazać pozyskiwania zwierząt należących do takich gatunków (dopuszczalne są wyjątki do celów badawczych). Ponadto państwa terytorium występowania któregośkolwiek gatunku wymienionego w załączniku I muszą podjąć starania w celu: „ochrony i, gdzie to możliwe i stosowne, odtworzenia tych siedlisk gatunku, które są ważne dla wyeliminowania groźby jego zagłady”; „zapobiegania, usuwania, kompensowania lub minimalizowania, w zależności od potrzeb, niekorzystnych skutków działań lub przeszkód poważnie utrudniających bądź uniemożliwiających wędrówkę gatunków”; „zapobiegania, zmniejszania lub kontrolowania (...) czynników stanowiących zagrożenie lub mogących zwiększyć zagrożenie gatunków, włącznie ze ścisłym kontrolowaniem wprowadzania gatunków egzotycznych lub kontrolowaniem bądź eliminowaniem takich gatunków już wprowadzonych”. Ponadto w rezolucji 7.7 w sprawie wykonania zawartych porozumień i opracowania przyszłych porozumień, przyjętej w 2002 r., wezwano strony konwencji bońskiej będące państwami terytorium występowania jesiotrów wymienionych w załącznikach do wspomnianej konwencji do odegrania wiodącej roli w opracowaniu wynikającego z konwencji bońskiej odpowiedniego instrumentu na rzecz jesiotrów. W 2005 r. przyjęto rezolucję 8.5 w sprawie tej samej kwestii zawartych i przyszłych porozumień wynikających z konwencji bońskiej. Jeżeli chodzi o jesiotry, w rezolucji tej wezwano do wznowienia współpracy ze stronami CITES (zob. sekcja poniżej) i zachęcono do rozważenia potencjalnego działania wynikającego z konwencji bońskiej w zakresie odpowiedniego instrumentu na rzecz jesiotrów. Państwa europejskie, takie jak



Francja i Niemcy, przyznały wyższy priorytet wykonaniu konwencji berneńskiej (zob. 7.3) jako istniejącego instrumentu, który zezwala na zawieranie bezpośrednich porozumień w sprawie ochrony jesiotra na europejskim terytorium występowania, niż przyjęciu nowych instrumentów wynikających z konwencji bońskiej.

7.5. Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego (komisja helsińska / HELCOM)

HELCOM (Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku) jest organem wykonawczym Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, znanej jako konwencja helsińska. Umawiające się strony to Dania, Estonia, Unia Europejska, Finlandia, Niemcy, Łotwa, Litwa, Polska, Rosja i Szwecja. HELCOM ustanowiono w 1974 r., a zakres jej działalności rozszerzono w 1992 r., aby poprzez międzyrządową współpracę chronić środowisko morskie i różnorodność biologiczną Morza Bałtyckiego przed wszystkimi źródłami zanieczyszczeń. Wizją HELCOM dotyczącą przyszłości jest zdrowe środowisko Morza Bałtyckiego, w którym istnieje równowaga między różnymi składnikami biologicznymi, co skutkuje dobrym stanem ekologicznym i stanowi wsparcie dla szerokiego zakresu zrównoważonych działań gospodarczych i społecznych.

Bałtycki Plan Działań HELCOM (BSAP) przyjęto dnia 15 listopada 2007 r. w Krakowie (Polska) na nadzwyczajnym posiedzeniu ministerialnym

HELCOM. Opracowano go w celu koordynacji i harmonizacji prac w ramach Bałtyckiego Planu Działań HELCOM oraz uwzględnienia różnych inicjatyw prowadzonych na szczeblu międzynarodowym i krajowym, w tym unijnej dyrektywy w sprawie strategii morskiej, unijnej polityki morskiej oraz doktryny morskiej Federacji Rosyjskiej. Stanowi on ramy służące osiągnięciu dobrego stanu środowiska w Morzu Bałtyckim do 2021 r. Koncentrując się w szczególności na gatunkach wędrownych, w planie BSAP wezwano państwa członkowskie do sklasyfikowania rzek, w których historycznie występowały i obecnie występują wędrowne gatunki ryb (np. łosoś, węgorz, troć wędrowna i jesiotr) i sporządzenia wykazu tych rzek oraz opracowania planów restytucji (w tym restytucji tarlisk i szklaków wędrowek) w odpowiednich rzekach w celu przywrócenia wędrownych gatunków ryb. Ponadto umawiające się państwa powinny opracować długoterminowe plany ochrony i monitoringu najbardziej zagrożonych lub ginących gatunków ryb przybrzeżnych, w szczególności gatunków anadromicznych (zgodnie ze sporządzonym przez HELCOM czerwonym wykazem gatunków Morza Bałtyckiego zagrożonych wymarciem, zawartym w sprawozdaniu HELCOM na temat stanu środowiska Morza Bałtyckiego nr 140). Ponadto takie plany należy wykorzystać do opracowania zestawu wskaźników uwzględniających wartości odniesienia właściwe dla regionu oraz celów dotyczących ryb przybrzeżnych, jak również narzędzi oceny oraz zrównoważonego zarządzania rybami przybrzeżnymi. Jesiotra bałtyckiego, *A. oxyrinchus*, umieszczono w czerwonym wykazie HELCOM z 2013 r. jako gatunek regionalnie wymarły (RE).



Juwenalny (młodziociany) jesiotr bałtycki wpuszczony do Drwęcy (© A. Kapusta)



7.6. Dyrektywa Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory

Celem tak zwanej dyrektywy siedliskowej jest m.in. ochrona gatunków i ich wzajemnego oddziaływania poprzez minimalizację negatywnego wpływu zarówno na jednostki, jak i na ich cykl życia w drodze ochrony siedlisk strategicznych. Ta dyrektywa UE jest jednym z kluczowych instrumentów realizacji celów określonych w **unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej**, aby powstrzymać utratę różnorodności biologicznej i degradację siedlisk w UE oraz pomóc w powstrzymaniu utraty różnorodności biologicznej na świecie do 2020 r. Jest ona również kluczowym instrumentem realizacji światowych celów z Aichi ustalonych w 2010 r. w ramach Konwencji o różnorodności biologicznej.



Drwęca w okolicy Nowego Miasta Lubawskiego (© A. Kapusta)

Ponieważ w dyrektywie główny nacisk położono na zachowanie lub odtworzenie właściwego stanu ochrony typów siedlisk oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, państwa członkowskie są prawnie zobowiązane do składania co sześć lat sprawozdania z postępów poczynionych w zakresie wdrażania dyrektywy siedliskowej.

W związku z tym, że jesiotra zachodniego i jesiotra adriatyckiego wymieniono w dyrektywie siedliskowej wśród gatunków zwierząt o znaczeniu priorytetowym będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty (załącznik II), ich ochrona wymaga m.in. wyznaczenia specjalnych obszarów

ochrony (SOO). W przypadku *A. oxyrinchus* w wielu państwach Morza Bałtyckiego nadal nie wyznaczono takich obszarów, chociaż, na wniosek, DG ds. Środowiska przedstawiła w 2014 r. rzeczowe potwierdzenie stanu gatunku. W piśmie przedstawiono stanowisko, że *A. oxyrinchus* należy traktować jak *A. sturio* w Bałtyku. Odnosny dokument znajduje się w załączniku 2 do niniejszego dokumentu. Ponieważ zgodnie z dyrektywą siedliskową odpowiednie środki ochrony wiążą się z nadmiernym obciążeniem finansowym, w określonych okolicznościach powinno zostać zapewnione współfinansowanie ze środków Wspólnoty w ramach limitów środków udostępnianych na mocy decyzji Wspólnoty.

W odniesieniu do gatunków jesiotra o znaczeniu priorytetowym wymienionych w załączniku II do dyrektywy siedliskowej UE oraz państwa członkowskie, w których występują te gatunki, ponoszą szczególną odpowiedzialność za ich ochronę. Art. 6 jest jednym z kluczowych przepisów dyrektywy siedliskowej i ma na celu ochronę gatunków roślin i zwierząt przed negatywnymi skutkami planów lub projektów. „Jeżeli dany teren obejmuje typ siedliska przyrodniczego i/lub jest zamieszkały przez gatunek o znaczeniu priorytetowym, jedyne względy, na które można się powołać, to względy odnoszące się do zdrowia ludzkiego lub bezpieczeństwa publicznego, korzystnych skutków o podstawowym znaczeniu dla środowiska lub, po wyrażeniu opinii przez Komisję, innych powodów o charakterze zasadniczym wynikających z nadrzędnego interesu publicznego” (art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej). Transpozycja dyrektywy, a tym samym tego artykułu, do prawa krajowego państw członkowskich stanowi bezwzględny obowiązek. Trybunał Sprawiedliwości orzekł jednak, że brak transpozycji nie zwalnia państw, których dotyczy dyrektywa, z obowiązków wynikających z tego instrumentu prawnego. Dotyczy to również obowiązku podjęcia przez państwa członkowskie odpowiednich działań w celu uniknięcia pogorszenia stanu siedlisk gatunków o znaczeniu priorytetowym, takich jak jesiotry, jak również w celu uniknięcia niepokoja tych gatunków.

W ciągu ostatniego dziesięciolecia dyrektywę siedliskową wdrażano głównie w odniesieniu do siedlisk lądowych i wodnych. Należy jednak uwzględnić cechy szczególne przyrodniczych siedlisk morskich oraz gatunków morskich lub, jak w przypadku jesiotra, gatunków dwuśrodowiskowych. W Komisji Europejskiej przeprowadzono rozmowy na temat poprawy wdrażania sieci Natura 2000 w odniesieniu do obszarów chronionych w europejskim środowisku morskim, które doprowadziły do opublikowania w maju 2007 r. wytycznych Komisji dotyczących m.in.: „lepszej interpretacji definicji niektórych siedlisk morskich, ustanowienia wytycznych dotyczących wyboru specjalnych obszarów ochrony, wytycznych w zakresie kwestii związanych z zarządzaniem takimi obszarami”.



7.7. Plan działania na rzecz przyrody, ludzi i gospodarki

Na podstawie ustaleń z oceny adekwatności dyrektywy siedliskowej Komisja Europejska opracowała plan działania na rzecz przyrody, ludzi i gospodarki z kwietnia 2017 r.¹, którego celem jest szybka poprawa praktycznego wdrożenia dyrektyw dotyczących ochrony przyrody i przyspieszenie postępów na drodze osiągnięcia celu strategii „Europa 2020”, którym jest zatrzymanie i odwrócenie procesu utraty różnorodności biologicznej oraz usług ekosystemowych.

Zintegrowane działanie na rzecz ochrony siedlisk jesiotra jest zgodne z działaniem 7 „Dalsze opracowywanie planów działania dotyczących najbardziej zagrożonych gatunków i siedlisk przyrodniczych”. W działaniu tym należy uwzględnić istniejące dokumenty wynikające z konwencji berneńskiej (zob. poniżej): plan działania na rzecz ochrony i restytucji jesiotra zachodniego (*Acipenser sturio*)² i plan działania na rzecz ochrony jesiotrów rosyjskich (*Acipenseridae*) w dorzeczu Dunaju³. Należy wspierać synergie z istniejącymi krajowymi strategiami lub planami ochrony i unikać powielania.

7.8. Ramowa dyrektywa wodna UE (dyrektywa 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r.)

W ramowej dyrektywie wodnej ustanowiono ambitne zadania środowiskowe mające na celu zapewnienie „dobrego stanu” wód słodkich, jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych, jak również wód podziemnych najpóźniej do 2027 r. oraz wprowadzono zasadę zapobiegania dalszemu pogorszeniu ich stanu. W ramach oceny stanu ekologicznego⁴, o której mowa w ramowej dyrektywie wodnej, uwagę koncentruje się na wybranych odniesieniach do roślin i zwierząt wodnych, które wykorzystuje się jako wskaźniki do określenia ogólnej struktury ekosystemu wodnego i jego ogólnego funkcjonowania. W dyrektywie zobowiązuje się państwa członkowskie do określenia dorzeczy na ich terytoriach, wyznaczenia odpowiedzialnych organów, oceniania i monitorowania stanu dorzeczy oraz opracowywania i wdrażania planów gospodarowania wodami

w dorzeczu, jak również programów środków służących do realizacji celu określonego w dyrektywie.

W załączniku V do ramowej dyrektywy wodnej wśród kluczowych elementów klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych i przejściowych wymieniono „skład, liczebność i częściową strukturę wiekową” ichtiofauny jednolitej części wód. W tym kontekście, po rozpoczęciu restytucji, monitoring stanu populacji jesiotra może stać się istotnym elementem przy przeprowadzaniu oceny ogólnego stanu wędrównych gatunków ryb w różnych dorzeczach na historycznym obszarze ich występowania w UE.

W normatywnych definicjach zawartych w załączniku V dobry stan ekologiczny określono jako „jedynie niewielkie zmiany w składzie gatunkowym, liczebności i strukturze wiekowej w porównaniu z warunkami referencyjnymi specyficznymi dla danego typu populacji”. Ramową dyrektywę wodną oraz dobry stan ekologiczny można wykorzystać jako uzasadnienie środków restytucji wyłącznie wówczas, gdy można udowodnić, że jesiotr stanowił część pierwotnego, historycznego warunku referencyjnego. Niewątpliwie dotyczy to Żyrondy, niemieckich rzek Łaba i Ren i ich dopływów oraz potencjalnie kilku innych rzek, np. w Portugalii, Hiszpanii i niektórych rzek we Włoszech. W związku z tym niezwykle istotne jest, aby państwa zasięgu w UE opracowały obszerne bazy danych dotyczące historycznego obszaru występowania. Z czasem może się to przyczynić do dodania innych sytuacji do tych wymienionych powyżej. Ramowa dyrektywa wodna stanowi również, że jej wdrażanie musi zachować zgodność z celami środowiskowymi określonymi w innych przepisach UE dotyczących obszarów chronionych, zwłaszcza przepisach dyrektywy siedliskowej. Ponieważ jesiotr zachodni jest gatunkiem o znaczeniu priorytetowym wymienionym w załącznikach do dyrektywy siedliskowej, osiągnięcie właściwego stanu ochrony tego gatunku byłoby istotnym wskaźnikiem udanego wdrożenia ramowej dyrektywy wodnej.

Ze względu na ich złożony i długi cykl życia jesiotry stanowią doskonały wskaźnik stanu ekologicznego rzek i wód przybrzeżnych. W związku z tym w planach gospodarowania wodami w dorzeczu pozostałych lub potencjalnych rzek tarliskowych należy uwzględnić środki dotyczące jesiotra jako gatunku odbywającego wędrówki na duże odległości, co w niektórych dorzeczach obecnie zaniedbano. W miarę możliwości należy zorganizować wymianę wyników monitoringu prowadzonego na podstawie dyrektywy siedliskowej i ramowej dyrektywy wodnej, aby oszczędzić zasoby i zapewnić kompleksową ocenę stanu populacji jesiotra i ich siedlisk. Wskazane jest to również w kontekście transgranicznym.

1 Bruksela, 27.04.2017 r., COM(2017) 198 final.

2 <https://rm.coe.int/168074646f>

3 <https://rm.coe.int/1680746946>

4 Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, załącznik V; WSPÓLNA STRATEGIA WDRAŻANIA RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ (2000/60/WE), wytyczna nr 13, Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential [ogólne podejście do klasyfikacji stanu ekologicznego oraz potencjału ekologicznego].



7.9. Dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej

W dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. (dyrektywie ramowej w sprawie strategii morskiej) ustanowiono ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego.

Ponieważ większość gatunków jesiotra to gatunki dwuśrodowiskowe, które powracają do wód słodkich na tarło, odbywając wędrówki na duże odległości do obszarów morskich i na takich obszarach w celach żerowania na określonych etapach cyklu życia, wysiłki w zakresie ochrony muszą obejmować siedliska morskie i przybrzeżne. Celem dyrektywy ramowej w sprawie strategii morskiej jest osiągnięcie dobrego stanu środowiska unijnych wód morskich do 2020 r. oraz ochrona bazy zasobów, od której zależą działania gospodarcze i społeczne związane ze środowiskiem morskim. Jest ona pierwszym instrumentem prawnym UE dotyczącym ochrony biologicznej różnorodności morskiej, w którym uwzględniono wyraźny cel regulacyjny, którym jest „utrzymanie różnorodności biologicznej do 2020 r.”, jako podstawę osiągnięcia dobrego stanu środowiska. W odniesieniu do każdego regionu lub podregionu morskiego państwa członkowskie określają środki, które należy zastosować, aby osiągnąć lub utrzymać dobry stan środowiska na ich wodach morskich, jak określono w art. 9 ust. 1.

7.10. Rozporządzenie UE dotyczące wspólnej polityki rybołówstwa (WPRyb)

W rozporządzeniu (UE) nr 1380/2013 w sprawie wspólnej polityki rybołówstwa określono ramy eksploatacji żywych zasobów wodnych, w tym gatunków anadromicznych i katadromicznych w fazie życia w morzu. Celem WPRyb jest zapew-



Juwenalny jesiotr bałtycki z widoczną anteną nadajnika biotelemetrycznego (© A. Kapusta)

nienie, aby działalność połowowa i w zakresie akwakultury była zrównoważona środowiskowo, gospodarczo i społecznie oraz stanowiła źródło zdrowej żywności dla obywateli Unii. Uwzględniono w niej wpływ działalności połowowej na środowisko. Podejście ostrożnościowe do zarządzania rybołówstwem stosuje się jako niezbędny warunek wstępny, podejmując środki zarządzania dla ochrony gatunku docelowego, gatunków powiązanych lub zależnych oraz gatunków niedocelowych.

We wspólnej polityce rybołówstwa i w rozporządzeniu w sprawie kontroli od państw członkowskich UE wymaga się zapewnienia zrównoważonej eksploatacji i ochrony żywych zasobów morza i środowiska morskiego, w tym ograniczenia połowu gatunków zagrożonych i chronionych oraz egzekwowania środków przeciwko nielegalnym, nieraportowanym i nieuregulowanym połowom w wodach europejskich.

Jak określono w ogólnoeuropejskim planie działań dotyczącym jesiotra (OGÓLNOEUROPEJSKIM PLANIE DZIAŁAŃ NA RZECZ JESIOTRA Z 2018 R.), aby osiągnąć cele zrównoważenia, Rada Unii Europejskiej musi ustanowić szczególne środki wspólnotowe w celu zmniejszenia wpływu działalności połowowej na ekosystemy morskie i gatunki niedocelowe (rozdział II art. 4 ust. 2 lit. g) ppkt (iv) rozporządzenia z 2002 r.). W związku z tym w rozważaniach tych nie należy pomijać jesiotrów pomimo faktu, że połów komercyjny poszczególnych gatunków nie jest dozwolony ze względu na zły stan ochrony. Stosując podejście ostrożnościowe, w celu ułatwienia restytucji tych populacji należy zastosować wszystkie możliwe środki mające zapewnić zapobieganie przyłowowi.

7.11. Rozporządzenie Rady w sprawie gatunków obcych i niewystępujących miejscowo

W czerwcu 2007 r. Rada Unii Europejskiej przyjęła rozporządzenie (WE) nr 708/2007 w sprawie wykorzystania w akwakulturze gatunków obcych i niewystępujących miejscowo. Celem tego rozporządzenia jest lepsze kontrolowanie wprowadzania do akwakultury gatunków nierodzimych, aby zapobiec negatywnemu wpływowi na gatunki rodzime i ekosystemy. Podstawą tego rozporządzenia są dobrowolne kodeksy postępowania opracowane w ostatnich dziesięcioleciach przez organizacje międzyrządowe, takie jak ICES (Międzynarodowa Rada Badań Morza), EIFAC (Europejska Komisja Doradcza ds. Rybactwa Śródlądowego przy FAO) oraz OIE (Światowa Organizacja Zdrowia Zwierząt). Dodatkowych informacji należy szukać na stronie internetowej:

http://eur-ex.europa.eu/LexUriServ/site/en/oj/2007/L_168/L_16820070628en00010017.pdf



7.12. Komunikat Komisji pt. „Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny – unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r.” (COM(2011) 244)

Celem unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej jest powstrzymanie utraty różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemu w UE oraz pomoc w zatrzymaniu utraty różnorodności biologicznej na świecie do 2020 r. W strategii odzwierciedlono zobowiązania podjęte przez UE w 2010 r. w ramach międzynarodowej Konwencji o różnorodności biologicznej.

W praktyce: w 2011 r. UE przyjęła ambitną strategię, w której określono 6 celów i 20 działań, aby powstrzymać utratę różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemu w UE do 2020 r. Przegląd śródkresowy strategii służy ocenie, czy UE jest na właściwej drodze do osiągnięcia tego celu. Wykazano w nim postępy poczynione w wielu obszarach, ale podkreślono konieczność podjęcia znacznie większych wysiłków.

W dniu 16 grudnia 2015 r. Rada ds. Środowiska przyjęła konkluzje w sprawie śródkresowego przeglądu unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r., a w dniu 2 lutego 2016 r. Parlament Europejski przyjął rezolucję w sprawie śródkresowego przeglądu unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r.

7.13. Strategie makroregionalne

W ramach trzech z czterech obecnie istniejących unijnych „strategii makroregionalnych” w sposób wyraźny lub dorozumiany wspiera się ochronę jesiotra. Strategie służą jako platformy współpracy łączące kilka polityk i pomagają w zidentyfikowaniu możliwych źródeł finansowania.

W strategii UE na rzecz regionu Dunaju jako cel w ramach 6. obszaru priorytetowego (różnorodność biologiczna) i 4. obszaru priorytetowego (woda) wymieniono w szczególności ochronę jesiotra.

Sposób, w jaki cel, którym jest ochrona jesiotra, przyspieszył integrację polityki w ramach strategii UE na rzecz regionu Dunaju i przyniósł namacalne korzyści ze współpracy, może służyć jako inspiracja dla strategii na rzecz Morza Bałtyckiego i Adriatyku oraz mobilizować do działań na rzecz ochrony jesiotra w całej Europie.

7.14. Status ochrony krajowej

- **Dania:** jeszcze nieumieszczony, *A. sturio* umieszczony w wykazie jako gatunek rodzimy.
- **Estonia:** umieszczanie *A. oxyrinchus* w wykazie jako gatunku rodzimego w toku do 2018 r., status w czerwonym wykazie: *A. sturio* umieszczony jako gatunek regionalnie wymarły, *A. sturio* jest pod ochroną na podstawie prawa ochrony przyrody, a wszystkie jesiotrowate – na podstawie prawa w zakresie rybołówstwa.
- **Finlandia:** jeszcze nieumieszczony, *A. sturio* umieszczony w wykazie jako gatunek rodzimy.
- **Niemcy:** *A. oxyrinchus* umieszczony w wykazie jako gatunek rodzimy, w czerwonym wykazie ma status niewystępującego, pod ochroną na podstawie prawa ochrony przyrody i przepisów państw federalnych w zakresie rybołówstwa.
- **Łotwa:** *A. oxyrinchus* jeszcze nieumieszczony w wykazie. Jedynie *A. sturio* jest pod ochroną. Trwają rozmowy z Ministerstwem Rolnictwa dotyczące środków ochrony *A. oxyrinchus* oraz kwestii, które przepisy należy zmienić na potrzeby ochrony *A. oxyrinchus*.
- **Litwa:** ustawodawstwo zmienione w 2011 r. i 2012 r. *A. oxyrinchus* uznano za gatunek rodzimy, w czerwonym wykazie ma on status wymarłego i jest pod ścisłą ochroną.
- **Polska:** od 2017 r. *A. oxyrinchus* umieszczony w wykazie jako gatunek rodzimy, w czerwonej księdze umieszczony jako EX (wymarły).
- **Rosja:** jeszcze nieumieszczony, *A. sturio* umieszczony w wykazie jako gatunek rodzimy i uznawany za krytycznie zagrożony.
- **Szwecja:** jeszcze nieumieszczony, *A. sturio* umieszczony w wykazie jako gatunek rodzimy.



Juwenalny jesiotr bałtycki w wieku 11 miesięcy
(© A. Kapusta)



8. Strategia odtworzenia populacji

Jak opisano powyżej, na jesiotry oddziałuje wiele czynników. Przy głównych czynnikach, do których należy odnieść się w strategii restytucji, należy uwzględnić poniższy wykaz.

Istnieje pięć podstawowych czynników, które mają wpływ na przeżycie i wydajność reprodukcyjną (uszeregowanych w przybliżeniu pod względem ważności):

- przypadkowy połów (przyłów) i nielegalne połowy (kłusownictwo), które są szczególnie szkodliwe ze względu na nieodpowiednie zarządzanie rybołówstwem i brak egzekwowania przepisów;
- drastyczne zmiany w reżimach hydrologicznych i hydrodynamicznych rzek i obszarów przyujściowych (wydobywanie piasku i żwiru, budowa wałów przeciwpowodziowych, regulacja rzek, budowa zapór elektrowni wodnych i śluz na potrzeby żeglugi);
- zanieczyszczenie środowiska (zanieczyszczenia z rolnictwa, gospodarstw domowych oraz przemysłowe w rzekach i na obszarach przyujściowych);
- niskie prawdopodobieństwo rozrodu ze względu na bardzo małą wielkość pozostałej populacji (efekt Allee'ego);
- konkurencja międzygatunkowa z gatunkami obcymi.

W przypadku realizacji działań z zakresu ochrony jesiotra wyzwaniem są cztery główne negatywne czynniki:

- ograniczona wiedza na temat wymagań siedliskowych właściwych dla danego gatunku;
- niekorzystne skutki przekształceń siedlisk oraz ewentualne środki zaradcze przeciwko utracie siedlisk, w szczególności w środowisku morskim;

- rozproszenie bardzo małej populacji na bardzo dużym obszarze od Zatoki Fińskiej do kanału La Manche;
- zależność od tarlaków *ex situ*; potencjalne ryzyko zmiany warunków środowiskowych wskutek zmiany klimatu.

Podejście odtworzeniowe opiera się na przekonaniu, że w przypadku ryb wędrujących na duże odległości środki restytucji muszą być zharmonizowane między państwami na których obszarze występował. Niniejszy plan działania przeznaczony jest do wspólnej realizacji przez państwa zasięgu gatunku z obszaru Morza Bałtyckiego w ramach włączania państw OSPAR w działania informacyjne. Cele i działania w ramach planu działania ukierunkowane są na różne grupy zainteresowanych stron i agencje wdrażające. Wiele działań jest skierowanych bezpośrednio do osób zarządzających i naukowców zaangażowanych w program, natomiast inne koncentrują się na szczeblu administracyjnym lub politycznym.

Powodzenie prób restytucji zależy od zharmonizowanego zastosowania różnych środków w odpowiednim czasie w celu kontrolowania i eliminowania czynników, które spowodowały spadek liczebności populacji, przy jednoczesnym ustanowieniu wystarczająco licznych roczników dla przyszłych tarlaków, które mają utrzymać przyszłe pokolenia dzikiego jesiotra. W zależności od lokalnych czynników i warunków między zlewniami i państwami występują zdecydowane różnice w zakresie realizacji poszczególnych aspektów planu działania. W związku z tym nie wszystkie cele są w równym stopniu istotne lub ważne dla państw zasięgu.

Na przykład rozwój stad tarlaków jest wspólnym celem, który wymaga ogromnych wysiłków. Dlatego optymalnym rozwiązaniem jest wspólne wykorzystywanie tarlaków utrzymywanych w 3 jednostkach w celu zapewnienia długoterminowego bezpieczeństwa i wystarczającego potencjału rezerwowego do zminimalizowania ryzyka śmiertelnych strat. Z kolei odchód do celów introdukcji musi odbywać się na szczeblu lokalnym, aby pozwolić rybom na przystosowanie się do warunków panujących w wodach, do których zostaną wprowadzone, oraz zapewnić powracalność. Środki *in situ* w dużym stopniu zależą od warunków lokalnych. W związku z tym możliwość zastosowania wymienionych środków zależy od konkretnego przypadku i warunków w poszczególnych państwach członkowskich. Z kolei zaangażowanie zainteresowanych stron (np. rybaków w zmniejszanie przyłowu i przypadków śmiertelności przypadkowej, ochotników we wspieranie działań, sektorów



Juwalny jesiotr bałtycki w wieku 5 miesięcy wpuszczany do Wisły
(© A. Kapusta)



żeglugi i energii wodnej w stosowanie zarządzania adaptacyjnego) jest wspólnym podejściem, które należy wdrożyć we wszystkich państwach, przy jednoczesnym uwzględnieniu lokalnych warunków. Skuteczność tego środka jest istotna dla długoterminowego powodzenia restytucji, ponieważ informowanie zainteresowanych stron i ich zrozumienie decyduje o ich normach i reakcjach. W związku z tym skuteczne rozpowszechnianie informacji o projekcie oraz aktywne zaangażowanie zainteresowanych stron i ogółu społeczeństwa mają kluczowe znaczenie dla zyskania ich wsparcia.

Poniżej przedstawiono ogólnie poszczególne środki. Szczegółowe informacje na temat środków, działań oraz wskaźników postępu, jak również nadawania priorytetowego znaczenia wdrażaniu oraz czasu jego trwania podsumowano w załączniku 1. W przypadkach, w których wdrożenie zostanie osiągnięte dopiero po oficjalnym zakończeniu realizacji niniejszego planu działania, działania uznaje się za przeniesione do następnego planu.

8.1. Środki *ex situ*

8.1.1.

Cel 1: Czynne wspieranie restytucji populacji docelowych, aby dać podstawy dla tendencji wzrostowej rozwoju populacji

Działanie 1: Hodowla *ex situ* tarlaków *Acipenser oxyrinchus*

Ochrona *ex situ* oznacza zachowanie zasobów genetycznych w kontrolowanych warunkach, aby zapobiec dalszej utracie różnorodności biologicznej. W tym przypadku stado *ex situ* opiera się na najbliższym podobieństwie genetycznym, wykorzystując historyczną populację założycielską populacji jesiotra bałtyckiego (Ludwig i in. 2002, 2008, IUCN 2014, Popović i in. 2014).



Wypuszczanie młodocianych osobników jesiotra bałtyckiego (© A. Kapusta)

Cel

W przypadku restytucji jesiotra bałtyckiego kluczowym środkiem jest introdukcja osobników młodocianych w celu utworzenia populacji. Aby wyhodować te ryby na potrzeby introdukcji, niezbędnym warunkiem wstępnym restytucji gatunku jest środek *ex situ*, ponieważ dziką populację uznaje się za wymarłą, co uniemożliwia jego restytucję wyłącznie za pośrednictwem środków *in situ*.

Wdrażanie

Istotnym elementem jest ochrona tarlaków, ponieważ to od niej zależy większość konkretnych działań ochronnych prowadzonych w ramach projektu. Aby osiągnąć ten cel, w poszczególnych miejscach w państwach zasięgu jako środek na wypadek niepowodzenia stosuje się wychów dzikich ryb przywożonych z rzeki Saint John, jak również ryb z pokolenia F1 pochodzącego od populacji podstawowej oraz ryb, które rozmnożyły się od 2011 r., a następnie dojrzewają. Utrzymanie ryb w kontrolowanych warunkach jest niezbędne, aby zwiększyć efektywną liczebność stada w perspektywie krótko- i średnioterminowej.

Warunki hodowli oraz jego związek z populacją podstawową lub założycielską ustalono z należytym uwzględnieniem kodeksu postępowania Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES 2005) oraz odpowiednich wytycznych Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody dotyczących restytucji i ochrony *ex situ* (IUCN 2002, IUCN 2014). W związku z tym tarlaki będące obecnie w fazie rozwoju są jedynym sposobem ograniczenia zależności od populacji podstawowej w Kanadzie oraz zminimalizowania wpływu na tę populację.

Wysiłki na rzecz restytucji w państwach zasięgu doprowadziły już do utworzenia dużego i zróżnicowanego przyszłego stada tarlaków w niewoli. Będzie ono wystarczające, aby w niedalekiej przyszłości dostarczyć materiału do introdukcji. Aby zapewnić dalszą realizację programu, należy utrzymać ten cenny zasób. Osiągnięcie celu, jakim jest utworzenie stabilnej populacji *Acipenser oxyrinchus* na obszarze Morza Bałtyckiego, wymaga



Wypuszczanie młodocianych osobników jesiotra bałtyckiego (© A. Kapusta)



powiększenia istniejącego stada tarlaków, aby odzwierciedlało różnorodność populacji założycielskiej. Warunki hodowli tarlaków podlegają zarządzaniu adaptacyjnemu i należy je zoptymalizować w odniesieniu do bezpieczeństwa i dobrostanu ryb.

Wpływ

Utworzenie stada tarlaków jest niezbędnym warunkiem wstępnym długoterminowej skuteczności programów introdukcji. Aby osiągnąć ten cel, konieczne jest wprowadzenie szeregu środków.

Środki

- Utworzenie stada tarlaków i powiększenie istniejącego stada tarlaków jako populacji założycielskiej na potrzeby późniejszej introdukcji.
- Scharakteryzowanie pod względem genetycznym wszystkich osobników w stadzie tarlaków z zastosowaniem zharmonizowanej metodyki jako warunek wstępny porównania ze stadem dzikich dawców i realizacji planu hodowli genetycznej w celu maksymalizacji różnorodności genetycznej.
- Udoskonalenie metodyki hodowli w celu zoptymalizowania wskaźników przeżywalności.
- Zwiększenie wzrostu i zapobieganie chorobom specyficznym dla ryb trzymanyh w niewoli.
- Optymalizacja składu diety i schematów żywienia zgodnie z wymaganiami w poszczególnych stadiach cyklu życia.
- Wdrożenie odpowiednich systemów zarządzania ryzykiem służących ochronie hodowli.
- Ustanowienie zrównoważonego systemu zarządzania zdrowiem.

Działanie 2: Kontrolowane rozmnażanie i chów pod kątem zdolności adaptacyjnych

Dojrzewanie tarlaków w warunkach kontrolowanych zapewnia możliwość uzyskania gamet obu płci do zapłodnienia o możliwie najniższej śmiertelności, przy jednoczesnym zachowaniu heterogeniczności genetycznej dzięki realizacji planów hodowlanych. Potomstwu należy zapewnić optymalne warunki rozwoju i wzrostu do rozmiarów odpowiednich do introdukcji. Chociaż podejście to opracowano w celu zminimalizowania śmiertelności, musi ono zapewnić, aby wychowane ryby rozwinęły umiejętności przeżycia w przyrodzie po ich introdukcji. W związku z tym hodowlę wylęgu należy dostosować do strategii „zdolności przeżycia”, a nie praktyk komercyjnej hodowli. Rozwój potomstwa podlega stałemu monitoringowi w celu wprowadzenia rozsądnych usprawnień do praktyki hodowlanych.

Cel

Zasadą przewodnią tego celu jest dobór partnerów, niemal naturalne zapłodnienie i inkubacja, zachowanie różnorodności genetycznej, zapobieganie chowowi wsobnemu i krzyżowaniu, odchów ryb w warunkach umożliwiających skuteczne przystosowanie się do warunków naturalnych po introdukcji. Metodyka stosowana w przypadku takich metod hodowli dopiero powstaje i będzie rozwijana w trakcie całego procesu na podstawie adaptacyjnego podejścia do nieodpowiedniego zarządzania. Harmonizacja metod na podstawie uzyskanych wyników stanowi istotne narzędzie w tych staraniach.



Osobniki młodociane *A. oxyrinchus* w warunkach hodowlanych (© S. Hennings 2016)



Przegląd okresowy stada tartłowego (© A. Kapusta)



Badanie stanu dojrzałości jesiotrów przy użyciu USG (© A. Kapusta)

Wdrażanie

Kontrolowane rozmnażanie i odchów mające na celu maksymalizację zdolności przeżycia potomstwa muszą opierać się na wynikach bieżących badań i aktualnej praktyce. Techniki rozmnażania i hodowli należy dostosować tak, aby zapewnić warunki zbliżone do naturalnych, najbardziej odpowiednie do wyhodowania potomstwa o wysokiej plastyczności zachowania i dużych zdolnościach, podobnych jak u osobników żyjących w warunkach naturalnych. Jednocześnie mają one zminimalizować śmiertelność, aby zapewnić wystarczającą liczbę ryb do późniejszej introdukcji. Próby te muszą być zharmonizowane i połączone z dogłębnym monitorowaniem czynników uruchamiających procesy adaptacyjne.

W odniesieniu do rozmnażania, zapłodnienia, inkubacji i hodowli należy opracować podejście oparte na najlepszych praktykach, wdrażając wytyczne FAO (2011) poprzez zarządzanie adaptacyjne, a następnie ulepszanie istniejących ośrodków hodowli jesiotrów. W związku z tym hodowla musi zapewnić dostosowanie ryb do późniejszych introdukcji.

Wpływ

Wyhodowanie potomstwa wysokiej jakości ma kluczowe znaczenie dla introdukcji, w związku z czym utworzenie populacji zależy od udanej realizacji tego zadania.

Środki

- Opracowanie praktyk hodowli propagujących dobór tartłaków.
- Zastosowanie technik zapłodnienia i inkubacji spełniających wymagania biologiczne gatunku i uczynienie ich zbliżonymi do naturalnych.
- Opracowanie metod przeprowadzania oceny jakości gamet, co ma umożliwić optymalną kontrolę procesu dojrzewania.
- Wdrożenie najnowocześniejszego podejścia podczas hodowli larw w stadium woreczka żółtkowego w celu opracowania metod najlepszych praktyk, biorąc pod uwagę szczególne cechy zachowania gatunku.

- Opracowanie warunków hodowli osobników młodocianych na wczesnym etapie rozwoju tak, aby zapewniały właściwy rozwój i maksymalizację plastyczności zachowania oraz zdolności ryb, czyniąc je zdolnymi do przetrwania w środowisku naturalnym poprzez zapewnienie wystarczających umiejętności pływania, rozpoznania drapieżnika i potencjału adaptacyjnego oraz wpojenie powracalności.
- Określenie kryteriów jakości ryb, które mają być introdukowane, i zapewnienie ich stosowania podczas przygotowywania introdukcji.
- Opracowanie systemu zarządzania zdrowiem, aby zapewnić dobrostan ryb w konkurencyjnym środowisku, wykorzystując odpowiednie zagęszczenie ryb, poziom tlenu, natężenie przepływu i różne prędkości nurtu, system oświetlenia i temperatury w celu wspierania reakcji na zmiany środowiskowe. Jednocześnie należy weryfikować produktywność i wzrost ryb, jak również występowanie dominującego patogenu.
- Wdrożenie odpowiedniego systemu zarządzania ryzykiem służącego ochronie inkubacji jaj i hodowli osobników młodocianych, aby zapobiec stratom wynikającym z błędów technicznego lub ludzkiego.

Działanie 3: Introdukcja *A. oxyrinchus* w celu przywrócenia i zwiększenia populacji

Realizacja celu, jakim jest przywrócenie stabilnych poziomów populacji jesiotra bałtyckiego na możliwie największej liczbie obszarów naturalnego występowania tego gatunku, w obecnej sytuacji wymaga introdukcji hodowlanych osobników młodocianych w celu utworzenia populacji ryb, które są na tyle liczne, aby populacje stały się stabilne w długoterminowej perspektywie.

Introdukcje te obejmują wszystkie działania pomiędzy opuszczeniem wylęgarni a wprowadzeniem do środowiska naturalnego. Introdukcje te muszą a) obejmować dużą liczbę ryb ze względu na wysoką naturalną śmiertelność, b) mieć



charakter długotrwały (być prowadzone przez dziesięciolecia) ze względu na późne dojrzewanie płciowe gatunku i jego wyjątkową długowieczność, c) być obwarowane ustanowionymi dla danej rzeki odpowiednimi wymogami pod względem przedziału czasu dla introdukcji oraz rozmiarów introdukowanych ryb i być przeprowadzane zgodnie z tymi wymogami oraz d) wykorzystywać siedliska o strategicznym znaczeniu dla rozmnażania, podchowu i dalszego wzrostu, aby spełnić wymagania introdukowanych ryb.

Cel

Introdukcja jest jednym z najważniejszych działań wpływających na wielkość populacji w przyszłości. Introdukcje muszą cechować się wysoką skutecznością, aby zapobiec nadmiernej śmiertelności spowodowanej nieprawidłową adaptacją zwierząt, niekorzystnymi czynnikami lub drapieżnictwem. Działania te muszą być prowadzone w sposób zapewniający wysoką przeżywalność i szybkie dostosowanie ryb do warunków naturalnych.

Wdrażanie

Wyboru rzek i miejsc introdukcji dokonuje się w oparciu o dane dotyczące historycznego zasięgu występowania oraz na podstawie ocen jakości przeprowadzonych na etapach przygotowawczych. Jako elementy niezbędne do zapewnienia skutecznej introdukcji oraz powodzenia działania można wymienić: odpowiednio dobrany materiał zarybieniowy, dostosowane metody transportu, odpowiednie przystosowanie zwierząt do warunków środowiskowych wód przyjmujących, jak również wybór odpowiedniej metody rozmieszczenia i introdukcji zwierząt. Introdukcje, podobnie jak wszystkie inne działania, podlegają stałemu monitorowaniu, aby zweryfikować ich skuteczność



Wypuszczanie juwenalnych jesiotrów bałtyckich do Drwęcy w Samborowie (© A. Kapusta)



Wypuszczanie juwenalnych jesiotrów bałtyckich do Drwęcy w Bratanie (© A. Kapusta)

i poprawić wyniki. Pod uwagę brane są rozmiar ryb podczas zarybiania oraz metody transportu i introdukcji.

Wpływ

Ponieważ przyszłą wielkość populacji określa się na podstawie przeżywalności wprowadzonych po sobie roczników, powodzenie działań bezpośrednio przekłada się na szanse powodzenia i czas trwania introdukcji do czasu ustanowienia stabilnych populacji.

Środki

- Wybór odpowiednich dorzeczy oraz siedliska strategicznego, które jest odpowiednie do zarybiania.
- Przygotowanie planów gospodarowania (obejmujących podział obowiązków, np. odpowiedzialne władze, monitoring, nadzorowanie powodzenia działania) dotyczących przywrócenia populacji w tych rzekach.
- Opracowanie i zastosowanie technik znakowania i ustanowienie programów monitorowania mających na celu określenie skuteczności programów introdukcji.
- Określenie wytycznych dotyczących najlepszych praktyk w zakresie transportu zwierząt, sposobu postępowania z nimi, terminu i praktyk z zakresu introdukcji w odniesieniu do docelowych gęstości zarybiania i siedlisk, które mają zostać zarybione.
- Określenie optymalnego czasu dla introdukcji oraz rozmiarów introdukowanych ryb dla osobników młodocianych, aby zapewnić jak największą przeżywalność i jak najwyższy wskaźnik powrotów.



8.2. Środki *in situ*

Środki *in situ* obejmują wszystkie działania, które należy podjąć, aby poprawić stan gatunku w jego środowisku naturalnym. Obejmują one ochronę gatunku przed działalnością i ingerencją człowieka jak np. rybołówstwo, wprowadzanie nowych gatunków obcych, przy jednoczesnym zapobieganiu degradacji siedlisk jesiotrów przez działalność rolniczą, odprowadzanie ścieków, oddziaływanie wody chłodzącej, żeglugę śródlądową, ochronę przeciwpowodziową, a także tworzenie elektrowni wodnych i rozwój obszarów przybrzeżnych. W związku z tym ochrona *in situ* obejmuje właściwe zarządzanie i odpowiednią ochronę siedlisk strategicznych i korytarzy ekologicznych.

8.2.1.

Cel 2: Ochrona populacji objętych restytucją przed przypadkowym lub celowym odławianiem osobników

Działanie 4: Znaczące obniżenie śmiertelności związanej z przyłowami

Aby zapewnić ochronę jesiotra bałtyckiego w jego siedlisku przyrodniczym, w większości państw zasięgu wdrażane są środki prawne w ramach krajowych przepisów dotyczących ochrony przyrody lub rybołówstwa. Środki te polegają głównie na wyznaczeniu chronionych obszarów w ramach sieci Natura 2000. W kilku państwach jesiotr nie został uwzględniony w procesie wyznaczania obszarów Natura 2000 ze względu na status gatunku wymarłego. Mimo to w wielu państwach



Wypuszczone młode *A. oxyrinchus* (© J. Gustafson 2017)

Morza Bałtyckiego zapewniono ochronę gatunku przed połowami przemysłowymi lub rekreacyjnymi. Zakres przestrzegania przepisów znany jest jedynie w przypadku niewielkiej liczby państw zasięgu. Z informacji zebranych przez partnerów podczas bezpośrednich rozmów oraz z dowodów anegdotycznych wynika, że rybacy przestrzegają przepisy tylko w ograniczonym stopniu. Jeszcze rzadszym zjawiskiem jest aktywna współpraca w zakresie zgłaszania przyłowu jesiotrów.

Wyniki modelowania (Jaric i Gessner 2014) pokazują, że działania z zakresu restytucji nie będą skuteczne w perspektywie długoterminowej, jeżeli nie zostanie zapewniona ochrona prawna, a rybacy nie będą odpowiednio stosować się do przepisów. Dlatego też działanie to ma zasadnicze znaczenia dla ogólnego powodzenia restytucji i pozwoli na ocenę ilościową obecnego stanu interakcji między rybołówstwem a introdukowanym jesiotrem przy jednoczesnej poprawie dwukierunkowej komunikacji oraz sprawozdawczości, jak również ograniczeniu przyłowów.

Unikanie strat związanych ze śmiertelnością będącą skutkiem rybołówstwa jest jednym z najważniejszych warunków wstępnych ochrony *in situ* populacji objętych restytucją. Wynikającą z rybołówstwa śmiertelność można podzielić na trzy grupy w zależności od trzech głównych czynników:

- przypadkowy przyłów podczas połowów innych gatunków, powodujący śmiertelność z powodu wydłużonego czasu zanurzenia sieci, lub stosowanie sieci, których rozmiary oczek powodują śmierć ryb przez uduszenie;
- ignorowanie ram prawnych skutkujące pozyskiwaniem gatunków chronionych z ciekawości;
- kłusownictwo i nielegalny obrót gatunkami chronionymi w wyniku niedostatecznego egzekwowania przepisów.

Cel

Ponieważ spadek liczebności gatunku wynika przede wszystkim ze śmiertelności związanej z rybołówstwem oraz nadmiernego odławiania, złagodzenie skutków związanych z rybołówstwem ma zasadnicze znaczenie dla długoterminowego powodzenia prób restytucji. Dlatego też kluczowe znaczenie dla skutecznego wdrożenia planu działania mają wysoka świadomość i wsparcie ze strony sektora gospodarki rybnej.

Środki muszą obejmować na przykład program ograniczenia przypadkowych połowów oraz monitoring *in situ*. Do najważniejszych środków, które należy zastosować, oprócz zwiększenia skuteczności kontroli połowów w zakresie zapobiegania nielegalnemu zabijaniu jesiotrów podczas połowów, warto wymienić komunikację z zainteresowanymi stronami, która: a) przyczyni się do zwiększenia świadomości w tym zakresie, b) ułatwi zachowanie większej zgodności z przepisami oraz c) zmobilizuje do dokładnego zgłaszania przyłowów. Dla zapewnienia otwartej komunikacji – również w kontekście uchybień lub problemów w sektorze



rybołówstwa – ważne jest, aby oprócz zwiększania świadomości budować zaufanie poprzez nawiązywanie długotrwałych, aktywnych relacji. Niedawne przykłady z Francji i Niemiec wyraźnie pokazują, że jest to możliwe, pod warunkiem że wysiłki te będą konsekwentne i długotrwałe.

Aby odpowiednio dostosować środki, oprócz działań związanych z komunikacją konieczne jest również monitorowanie skutków zastosowania środków. Ponadto zasadnicze znaczenie dla planowania i wdrażania środków zaradczych, gdy jest to konieczne, ma pozyskiwanie danych od sektora rybołówstwa w odniesieniu m.in. do wyboru narzędzi połowowych i prawdopodobieństwa złowienia. Środki te mogą obejmować korekty strategii introdukcji, modyfikacje narzędzi połowowych, wprowadzenie okresów lub obszarów zamkniętych w przypadku siedlisk o szczególnym znaczeniu, lecz największe znaczenie ma celowe wypuszczanie przyłowów, ponieważ jesiotry charakteryzuje wyjątkowa tolerancja i zdolność przetrwania w przemysłowych narzędziach połowowych. W związku z tym kluczowe w tym zakresie jest aktywne wsparcie ze strony sektora rybołówstwa.

Wdrażanie

Aby osiągnąć maksymalną spójność i skuteczność wdrażanych środków, należy wprowadzać je we współpracy z inspektoratami rybołówstwa i personelem projektu.

Wpływ

Ze względu na ogromny potencjalny wpływ rybołówstwa cel ten jest bardzo istotny dla ogólnego powodzenia działań, w szczególności w zakresie przywrócenia stabilnych populacji.

Środki

- Intensywne angażowanie osób zajmujących się rybołówstwem zawodowym i rekreacyjnym oraz zapewnianie im dodatkowych szkoleń w celu znacznego ograniczenia śmiertelności z powodu przypadkowych połowów.
- Zwiększanie świadomości społeczeństwa oraz zainteresowanych stron w kwestii zagrożeń dla *A. oxyrinchus* oraz posiadania przez niego statusu gatunku chronionego.

- Zacieśnienie współpracy między rybakami a inspektoratami rybołówstwa w celu zwiększenia świadomości w zakresie chronionego statusu gatunku.
- Prowadzenie warsztatów informacyjnych mających na celu zwiększenie świadomości i poprawę przestrzegania przepisów wśród głównych zainteresowanych stron oraz zmianę ich norm i przekonań.
- Opracowanie zachęt promujących wypuszczanie złowionych ryb i dokładne zgłaszanie takich przypadków.
- Monitorowanie przyłowu *A. oxyrinchus* i z tym związanej śmiertelności, aby wcześniej identyfikować zagrożenia i wykorzystywać dane do oceny populacji i zasięgu występowania.
- Opracowanie i wprowadzenie technik połowów selektywnych oraz wykluczenie nieselektywnych, wyraźnie niekorzystnych technik połowowych w siedliskach strategicznych *A. oxyrinchus* (tarliska, obszary skupisk młodocianych osobników i rozwoju narybku) w wodach śródlądowych oraz, w stosownych przypadkach, w wodach morskich (żerowiska, miejsca zimowania).

Działanie 5: Monitorowanie wielkości i struktury populacji w celu umożliwienia wczesnego i bieżącego wykrywania negatywnego oddziaływania

Aby umożliwić koordynatorom programu i osobom zarządzającym programem stosowanie strategii zarządzania adaptacyjnego, należy odpowiednio ocenić skutki działań przeprowadzonych w celu poprawy stanu danego gatunku. W ramach monitorowania można wyróżnić trzy etapy. Na pierwszym etapie po introdukcji i zapoczątkowaniu stabilnej populacji kluczowe znaczenie mają wykorzystanie siedliska i migracja ryb, a także określenie śmiertelności po introdukcji. Drugi etap koncentruje się przede wszystkim na wielkości i strukturze populacji i ma na celu ocenę rezultatów strategii introdukcji. Celem trzeciego etapu również jest określenie liczebności i stanu powracających osobników dorosłych, a także ich skuteczności reprodukcyjnej oraz późniejszej rekrutacji.

Cel

Na wszystkich trzech etapach należy zidentyfikować niekorzystne skutki, aby umożliwić dostosowanie zarządzania w celu zwiększenia szans na powodzenie.

Wdrażanie

Na etapie początkowym zaleca się stosowanie metod telemetrycznych, aby określić szlaki wędrówki i mobilność ryb. Najlepszym sposobem pozyskania danych jakościowych i ilościowych na potrzeby oceny populacji i określenia jej funkcjonowania po introdukcji są metody wykorzystywane w rybołówstwie. To samo odnosi się do trzeciego etapu



Znacznik typu Carlin umożliwiający dokładną identyfikację wypuszczanych osobników jesiotrów bałtyckich (© A. Kapusta)



monitorowania, chociaż dla ryb w okresie tarła korzystne może być połączenie metod połowowych i telemetrycznych.

O ile dostępne są wymagane środki na sfinansowanie zasobów ludzkich i sprzętu, monitorowanie powinien prowadzić podmiot zarządzający rybołówstwem lub instytut badawczy. Istotne jest opracowanie planu monitorowania, który zapewniłby spójny szereg czasowy danych umożliwiający śledzenie rozwoju populacji, ale który jednocześnie pozwoliłby na wprowadzenie usprawnień. W ciągu najbliższych dwóch lat Światowe Stowarzyszenie Ochrony Zasobów Jesiotra (WSCS) opracuje standardową procedurę dotyczącą jesiotra.

Wpływ

Działanie to ma szeroki zasięg w odniesieniu do hodowli i introdukcji ryb, oceny siedlisk oraz osiągania celów ukierunkowanych na ochronę siedlisk, a także zarządzania rybołówstwem. Wyniki służą dopracowaniu przyszłych działań i metod ograniczenia negatywnego wpływu na populację ryb w trakcie rozwoju.

Środki

- Opracowanie kompleksowego planu monitorowania w ramach działań następczych po introdukcji.
- Zintegrowanie monitorowania z próbami hodowli, aby umożliwić weryfikację skutków zmian praktyk hodowlanych.
- Przeznaczenie wystarczających środków finansowych, aby umożliwić zespołowi zebranie dostatecznej ilości dobrej jakości danych, aby móc stosować zarządzanie adaptacyjne.
- Wdrożenie wspólnego przedsięwzięcia opartego na badaniach telemetrycznych we współpracy z państwami sąsiadującymi, aby umożliwić wykrywanie migracji poza obszar objęty zasięgiem.
- Ustanowienie wspólnych wytycznych dotyczących znakowania, aby zapewnić odpowiednią identyfikację i przyporządkowywanie przyłowów.
- Zharmonizowanie rozwiązań w zakresie monitorowania w państwach zasięgu, aby umożliwić porównanie wyników introdukcji i ułatwić identyfikację wad poprzez porównanie.
- Identyfikacja lokalizacji i wielkości strat poprzez pobór wody.
- Wdrożenie środków zapobiegawczych w odniesieniu do urządzeń do poboru wody.

Działanie 6: Wyeliminowanie nielegalnego handlu wszystkimi produktami z jesiotra

Nielegalny połów i wprowadzanie do obrotu jesiotrów rodzimych (np. ryb objętych programem restytucji) odbywa się w wyniku nielegalnych, nieregulowanych i nieraportowanych połowów („połowy NNN”), jak również w wyniku wykorzystania przyłowów (np. po śmierci danej ryby).

Ponieważ kawior i produkty z jesiotra są drogie i rzadkie, wprowadzanie do obrotu ryb z nielegalnych połowów zasila łańcuch rynkowy nielegalnego handlu. W związku z tym walka z nielegalnym handlem zmniejsza możliwości zbytu nielegalnych produktów, a tym samym zmniejsza presję wywieraną na naturalne zasoby jesiotrów w poszczególnych populacjach znajdujących się pod presją i objętych restytucją.



Implantacja nadajnika biotelemetrycznego w celu tempa migracji i przeżywalności młodocianych jesiotrów bałtyckich (© A. Kapusta)

Cel

Kontrola nielegalnego handlu odgrywa istotną rolę pod względem ochrony rodzimego jesiotra bałtyckiego w przyszłości, zapobiegając powstawaniu lub, w większości przypadków, utrzymywaniu się struktur przestępczych. Z najnowszego sprawozdania (Jahrl i Rosenthal 2017) wynika, że nielegalny handel produktami z jesiotra nadal stanowi poważne zagrożenie dla pozostałych populacji. W przypadku braku skutecznego zapobiegania temu procederowi w najbliższej przyszłości taki sam los czeka jesiotra bałtyckiego. Jednak w przypadku jesiotra bałtyckiego zagrożenie dla restytucji populacji stanowi nie tylko nielegalny handel kawiozem, ale także nielegalne wprowadzanie do obrotu mięsa jesiotra. Na wczesnych etapach realizacji programów odbudowy udokumentowano nielegalne połowy i sprzedaż introdukowanych jesiotrów, które były sprzedawane jako żywe ryby, ryby przeznaczone do spożycia przez ludzi, a także do celów dekoracyjnych (rys. 16). We wszystkich przypadkach egzekwowanie przepisów okazało się nieskuteczne. Kwestii tej – która wskazuje na występowanie nielegalnych, nieraportowanych i nieuregulowanych połowów na wodach przybrzeżnych – poświęcono zbyt mało zasobów i woli politycznej. Aby przeciwdziałać próbom podejmowania tych nielegalnych działań oraz zapobiec dalszemu tworzeniu się takich niekorzystnych tendencji należy podjąć pilne działania na rzecz zapewnienia lepszej komunikacji i skuteczniejszego egzekwowania przepisów. W związku z tym należy wyeliminować proceder bezpośredniego połowu osobników na całym obszarze występowania. Należy walczyć z działalnością podmiotów



zajmujących się nielegalnym handlem kawiozem, ponieważ stanowią one przyszłe kanały nielegalnego pozyskiwania i sprzedaży.

- Do czasu ustanowienia populacji zdolnych do przeżycia należy zakazać wszelkich połowów ukierunkowanych na pozyskiwanie różnych gatunków jesiotrów. Inspektoraty rybołówstwa i odpowiednie organy muszą zdecydowanie poprawić komunikację i egzekwowanie przepisów również w tym celu, aby obniżyć również śmiertelność związaną z przyłowami poprzez identyfikację lokalnego i czasowego występowania przyłowów i ich skutków.
- Zaostrzenie lub rozpoczęcie egzekwowania istniejącego prawodawstwa, aby zapobiec nielegalnym, nieraportowanym i nieuregulowanym połowom.
- Identyfikacja opcji zarządzania (rozwiązania techniczne, ograniczenie połowów, obszary zamknięte, okres zamknięty) oraz modyfikacja narzędzi połowowych w celu ograniczenia przyłowów.
- Wdrożenie środków zapobiegawczych w zakresie przyłowu.
- Monitorowanie przestrzegania przepisów i zarządzania adaptacyjnego.
- Wdrożenie środków kontroli handlu wynikających z konwencji waszyngtońskiej, które obejmują poprawę kontroli, etykiet itp. (zob. strategia WWF).

Wdrażanie

Należy zwiększyć świadomość rybaków poprzez spójną komunikację personelu projektu, inspektorów inspektoratu rybołówstwa i właściwej administracji. Środkiem zapobiegawczym, który ma pozwolić uniknąć nielegalnych połowów do celów pozyskania kawioru w przyszłości, jest dokładne monitorowanie nielegalnego handlu kawiozem i wprowadzenie odpowiedniego egzekwowania przepisów obejmującego m.in. ustanowienie technik identyfikacji gatunków i źródeł próbek kawioru. Zharmonizowane podejście agencji zajmujących się kwestią nielegalnego handlu (organy celne, agencje ochrony środowiska, inspektoraty rybołówstwa i administracja ds. bezpieczeństwa żywności), opracowanie wspólnego podejścia we wszystkich państwach zasięgu, w tym zgłaszanie w czasie rzeczywistym danych do bazy TWIX.

Wpływ

Zwiększenie skuteczności egzekwowania przepisów i podawanie większej liczby informacji do wiadomości publicznej zwiększają świadomość w zakresie znaczenia i wartości populacji jesiotra i tym samym zmieniają sposób postrzegania kłusownictwa. Środek ten przynosi bezpośrednie korzyści dla Planu działania UE przeciwko nielegalnemu handlowi dziką fauną i florą, a także dla tworzących się stad, zmniejszając nakład (w wymiarze finansowym i czasowym) związany z zarybieniem uzupełniającym.

Środki

- Przeprowadzenie ankiety wśród zainteresowanych stron, aby określić grupy docelowe kampanii informacyjnej.
- Opracowanie narzędzi diagnostycznych na potrzeby rozróżniania gatunków oraz pochodzenia kawioru i produktów z jesiotra.
- Uzgodnienie skoordynowanych metod przeprowadzania kontroli i dokonywania konfiskat przez odpowiednie władze i organy ścigania.
- Prowadzone są badania naukowe mające ocenić podejście i nastawienie podmiotów.
- Prowadzone są działania z zakresu opracowywania, testowania, udoskonalania i wdrażania kampanii informacyjnych ukierunkowanych na cele.
- Zdecydowana poprawa egzekwowania przepisów i dostosowanie grzywien do poziomu odzwierciedlającego wartość ryb wynikającą z programu ochrony, a nie ceny poszczególnych towarów.



Nielegalne wykorzystanie jesiotra bałtyckiego (wysuszona skóra na ekspozycji) (© M. Skóra)



8.2.2.

Cel 3: Ochrona i w stosownych przypadkach odtworzenie siedlisk jesiotra

Działanie 7: Identyfikacja siedliska i ocena środków

Jesiotry żyją w różnych siedliskach w zależności od etapu życia. Jesiotry odbywają tarło w rzekach o podłożu żwirowym i warkim nurcie, a siedliskiem preferowanym do złożenia ikry i wczesnego rozwoju embrionalnego są odcinki erozji i akumulacji lub sekwencje bystrze-płoso o odpowiedniej głębokości wody. Pierwsze żerowanie odbywa się na odcinku położonym dalej w dół rzeki, na którym występuje wystarczająca ilość bentosu. Początkowa migracja w dół rzeki trwa dalej – na etapie rozwoju osobników młodocianych zwierzęta wykorzystują głębokie i bogate w zasoby odcinki rzek, a osobniki w ostatnich stadiach rozwoju juvenilnego (w wieku 1–4 lat) migrują z rzek do wód przybrzeżnych i – w miarę wzrostu – wpływają do morza. W wodach przybrzeżnych jesiotr bytuje na małej lub średniej głębokości do około 20 m, ale może przebywać nawet na głębokości 200 m.

Siedliska bytowania mogą różnić się w zależności od cech rzek, w związku z czym należy je określić za pomocą odpowiednich metod. Inwentaryzacja siedlisk są istotnym warunkiem wstępnym przywrócenia gatunku, ponieważ pomagają w określeniu pojemności środowiska. Dlatego siedlisko ma zasadnicze znaczenie dla skuteczności środków w zakresie restytucji.

Cele

Siedliska w rzekach i w wodach przybrzeżnych, w których w przeszłości miały miejsce tarło i wzrost narybku *A. oxyrinchus*, zostały przekształcone, a dostępnych jest niewiele informacji na temat ich stanu i związanych z nimi możliwości przywrócenia. Należy pilnie zwiększyć bazę wiedzy na ten temat oraz odnieść się do kwestii dotyczących fragmentacji siedlisk i potrzeb w zakresie tworzenia wzajemnych połączeń („korytarze ekologiczne”). Najważniejszych danych pozwalających na możliwie najskuteczniejsze gospodarowanie siedliskami dostarczają przeglądy dostępności siedlisk, w których gatunek ten występuje w różnych stadiach życia, jak również informacje na temat możliwości poprawy ich stanu. Znaczenie pokrywanie się siedlisk jesiotra z siedliskami innych gatunków ryb rzecznych i wędrownych może przynosić dodatkowe korzyści płynące z właściwego gospodarowania siedliskami.

Do oceny siedlisk można wykorzystywać różne metody hydrobiologiczne w zależności od rodzaju siedliska i funkcji, które mają zostać zbadane. Dane potrzebne do oceny uzyskuje się różnymi metodami – od pomiarów przepływu po granulometrię i od oceny jakości wody po oceny zbiorowisk bentosu. Dobrym wskaźnikiem potencjalnych problemów mogą być również informacje dotyczące składu gatunkowego i cech charakterystycznych ichtiofauny.

Wdrażanie

Ponieważ większość potrzebnych danych uzyskuje się w drodze standardowych procesów monitorowania, na przykład na obszarach Natura 2000, za przeprowadzanie takich ocen odpowiedzialne są zazwyczaj instytucje gospodarki rzecznej. Ścisła współpraca i komunikacja pomaga w spełnieniu warunków wstępnych oceny związanej gatunkiem.

Drwęca w okolicach Samborowa (© A. Kapusta)





Wpływ

Ponieważ jakość siedliska i jego obfitość w pokarm są głównymi czynnikami wpływającymi na zdolność systemu rzecznoego do wytworzenia i utrzymania populacji ryb, niniejszy cel wpływa na maksymalne ilości ryb, które mają zostać wprowadzone, jak również na powstawanie populacji. Wyniki uzyskane w ramach niniejszego celu mają bezpośredni wpływ na osiągnięcie celu 2.

Środki

- Określenie i ocena strategicznych siedlisk jesiotra, również pod kątem ich jakości i dostępności, a także szkodliwych czynników.
- Ocena wykorzystania siedlisk i wynikające z niego niedobory siedlisk dla osobników na różnych etapach życia.
- Identyfikacja czynników wpływających na bytowanie w siedlisku oraz cech siedliska o szczególnym znaczeniu.
- Określenie pojemności środowiska i możliwości jej zwiększenia.

Działanie 8: Ochrona i odtworzenie niezbędnych siedlisk rzecznych i estuarijnych jesiotra

Modyfikacje siedlisk – w przeszłości i obecnie – wynikające z nieprzerwanych działań z zakresu rozwoju infrastruktury, które realizowane są z niewystarczającą troską o spełnienie niezbędnych wymogów gatunków i zbiorowisk wodnych, skutkują rosnącą presją na rzeki i ich estuaria. Aby odwrócić tę tendencję oraz zapewnić ochronę siedlisk strategicznych i zachowanie ich funkcji, konieczne jest uwzględnienie kwestii hydrodynamiki w celach rozwojowych planów gospodarowania wodami w dorzeczu. Katalizatorem zmian w rzekach są zaburzenia – zachowanie kluczowych cech sieci rzecznych wymaga sezonowych zmian warunków hydrologicznych. Należy zwrócić szczególną uwagę na zachowanie funkcji ekologicznych, takich jak poprzeczna i podłużna ciągłość sieci rzecznych, swobodny przepływ w górę i w dół biegu rzeki (w tym przepływ osadów), ponieważ to one wyznaczają główny zakres wód słodkich.

W ciągu swojego cyklu życia jesiotry bytują w wielu różnych siedliskach – cechy siedliska ryb w okresie tarła różnią się od cech siedliska larw w stadium woreczka żółtkowego, a te kolei różnią się od cech obszarów, na których odbywa się pierwsze żerowanie (na temat których dostępnych jest niewiele informacji). Głównym czynnikiem decydującym o akceptacji siedlisk w głównym korycie rzeki przez jesiotry w stadium juvenilnym podczas ich migracji w dół rzeki jest skład gatunkowy zbiorowisk makrobezkręgowców. Podobnie osobniki w późniejszych i ostatnich stadiach rozwoju juvenilnego oraz osobniki dorosłe bytują w siedliskach charakteryzujących się określonymi cechami, w których poszukują ofiar. W związku z tym obszary skupisk ryb i siedliska o znaczeniu priorytetowym wymagają objęcia ochroną przed

negatywnym oddziaływaniem. W przypadku utraconych siedlisk konieczne jest ich odtworzenie, aby pomóc w dopełnieniu cyklu życia gatunku. Dotyczy to również przypadków, w których pozostające siedlisko jest niewystarczające, aby gatunek był w stanie utrzymać stabilną populację.

Cele

Wnioski z oceny migracji i siedlisk bytowania są niezbędne dla działań związanych z restytucją jesiotra w rejonie Morza Bałtyckiego. Stanowią one podstawę do wdrażania środków gospodarowania w zakresie rybołówstwa. Ponadto informacje mogą mieć kluczowe znaczenie dla odróżnienia odcinków rzek, w których jesiotry bytują, od odcinków, których unikają, na podstawie dogłębnych badań w zakresie hydromorfologii i składu gatunkowego fauny. Dane te są również bardzo istotne z punktu widzenia środków z zakresu odnowy siedlisk wdrażanych na podstawie ramowej dyrektywy wodnej. Informacje o szlakach migracji i kryteriach wyboru siedlisk mają ogromne znaczenie dla opracowania skutecznych środków uwzględniających ciągłość podłużną i poprzeczną. Działanie zostanie przeprowadzone, aby określić szlaki migracyjne i siedliska bytowania młodocianych osobników jesiotra w rezerwach przyrody i na obszarach Natura 2000. Realizacja tego zadania jest istotna ze względu na stwierdzenie obecności jesiotra w rezerwach przyrody i na obszarach Natura 2000 oraz na to, że aktualne plany zagospodarowania tych obszarów zapewniają również ochronę jesiotra. Aby zwiększyć skuteczność introdukcji młodocianych osobników jesiotra, wykorzystane zostaną również dane z monitoringu.

Identyfikacja siedlisk strategicznych dla poszczególnych etapów życia, ocena ich wielkości oraz wdrożenie protokołu ochrony, aby zapobiec pogorszeniu funkcji hydromorfologicznych siedliska, a nie konkretnego miejsca, ponieważ cechy siedliska w dynamicznym systemie mogą ulec zmianie w czasie.

Wdrażanie

Oceny siedlisk, również pod kątem bytowania, przeprowadzają instytucje badawcze i agencje regionalne. Ochronę w zlewniach, za które odpowiedzialność ponosi kilka podmiotów, musi egzekwować podmiot prawny odpowiadający za dany obszar. Ścisła współpraca z organami odpowiedzialnymi za żeglugę śródlądową i gospodarkę wodną jest niezbędna, aby zapobiec niekorzystnemu oddziaływaniu wynikającemu z budowy lub zatrzymania przepływu w górnym biegu rzeki.

Wpływ

Dostępność siedlisk strategicznych, które są wystarczającej wielkości, warunkuje pojemność środowiska zlewni. Pełna ochrona, a w stosownych przypadkach odtworzenie siedlisk jest warunkiem wstępnym powodzenia introdukcji i późniejszego tworzenia się stabilnych populacji.



Środki

- Zidentyfikowanie na podstawie wyników działania 7 najistotniejszych obszarów dla rozwoju populacji oraz określenie potencjalnych konfliktów z innymi formami wykorzystania.
- Skuteczne łagodzenie konfliktów między użytkownikami w celu kształtowania adaptacyjnego wykorzystania cech siedliska.
- Charakterystyka siedlisk o szczególnym znaczeniu i ocena ich potencjału rozwojowego.
- Państwa członkowskie UE powinny opisać kluczowe siedliska i siedliska pełniące istotne funkcje, które wymagają poprawy lub zostały poddane procesom odtwarzania w ramach celów ramowej dyrektywy wodnej (może to obejmować działania w zakresie dynamiki przepływu mające na celu rewitalizację siedlisk, takie jak zwiększone zalewanie i ponowne połączenie teras zalewowych, ponowne połączenie zalewów i ramion bocznych w celu zwiększenia różnorodności siedlisk, odtworzenie żwirowych brzegów, ograniczenie transportu osadów, aby uniknąć akumulacji, zmniejszenie ilości osadów ruchomych w celu zwiększenia liczebności makrozoobentosu i ilości stabilnych struktur glebowych, erozja boczna i dynamiczny rozwój koryta). Natomiast środki, które należy zastosować, aby osiągnąć te cele w zakresie odtworzenia, należy szczegółowo określić w planach gospodarowania wodami w dorzeczu.
- Monitorowanie odtworzonych i chronionych siedlisk, aby zapewnić odpowiednią jakość i umożliwić zarządzanie adaptacyjne.

Działanie 9: Skuteczna kontrola introdukcji gatunków obcych

Gatunki obce to zwierzęta, których zakres występowania znajduje się poza zlewnią Morza Bałtyckiego i które są przenoszone do państw zasięgu przez wektory albo zostają wprowadzone celowo, aby zwiększyć wydajność lub różnorodność połowów. Wprowadzenie gatunków obcych należy również traktować jako potencjalne zagrożenie, ponieważ może ono wpływać negatywnie na rodzime gatunki, populacje i ekosystemy, co wykazał Leppäkoski i in. (2002). W tym opracowaniu autorzy wyraźnie pokazali ogólny długoterminowy wpływ, jaki gatunki egzotyczne mogą wywierać na zależności pokarmowe, szczególnie w okresie cieplejszego lata (tj. zmiana klimatu).

Ponadto choroby mogą przenosić się na nowe gatunki i rozprzestrzeniać się z powodu braku preekspozycji prowadzącej do wytworzenia odporności, jak to ma miejsce w przypadku rodzimych czynników chorobotwórczych. Oprócz tych nadrzędnych konsekwencji egzotyczne gatunki jesiotra mogą również wykazywać potencjał do hybrydyzacji, która potencjalnie może zachodzić między wszystkimi gatunkami jesiotrów. W związku z tym mogą wystąpić różne zagrożenia na poziomie gatunku, takie jak hybrydyzacja z gatunkami o podobnej ploidalności lub pojawianie się bezpłodnego potomstwa ze względu na różnice w ploidalności u rozmnażających się osobników (Kozhin 1964). Ucieczki te stanowiły poważne utrudnienie dla rybaków lub wędkarzy, którzy obecnie muszą być w stanie rozróżnić gatunki jesiotrów, z których jeden jest chroniony, a pozostałe wymagają usunięcia.



Wisłoka w okolicy Mielca (© A. Kapusta)



Inwazyjne gatunki nierodzone stwarzają ogromne zagrożenie dla składu gatunkowego fauny na danym obszarze, co jest równie istotne jak utrata bioróżnorodności gatunków rodzimych. Obecne tempo wzrostu liczby doniesień o występowaniu egzotycznych gatunków jesiotra (w tym hybryd) w obrębie rodzimego zasięgu występowania *A. oxyrinchus* jest niepokojące, ponieważ te gatunki nierodzone mogą negatywnie wpływać na integralność ekosystemów, w których żyje rodzimy gatunek jesiotra, konkurując o zasoby siedliskowe i pokarmowe, a także zwiększając możliwość przenoszenia patogenów i hybrydyzacji.

Cel

Istnieją cztery potencjalne źródła wprowadzania egzotycznych jesiotrów do Europy:

- wypuszczanie ryb przez akwarystów i posiadaczy stawów ogrodowych, którzy chcą pozbyć się zbyt dużych osobników,
- celowe wypuszczanie jesiotrów przez osoby należące do sportowych klubów wędkarskich, które chcą dodać jesiotry do kolekcji swoich trofeów,
- przypadkowe ucieczki ze stawów rybnych i gospodarstw, oraz
- nielegalne zarybianie przez inne podmioty (Britton i Davis 2006).

Aby zapobiec rozprzestrzenianiu się egzotycznych gatunków w naturalnych otwartych jednolitych częściach wód, wykorzystuje się różne wektory. Wdrażanie środków zaradczych w ruchu międzynarodowym postępuje powoli. W każdym razie w łatwiejszy sposób można ograniczyć rozprzestrzenianie się egzotycznych gatunków jesiotrów pochodzących z akwakultury i handlu akwariowego, które zmniejszyłyby zagrożenie dla nowo utworzonych populacji jesiotra bałtyckiego wynikające z przenoszenia patogenów i hybrydyzacji, które mają destruktywny wpływ na cechy gatunku i jego zdolność do adaptacji. Niektóre miejsca nie zostały w pełni zabezpieczone i ucieczki zdarzają się często, w szczególności podczas powodzi. Co więcej, osobniki często wypuszcza się z akwariów hobbystycznych, gdy stają się one za duże. Obserwuje się wzrost liczby doniesień dotyczących przypadków pojawienia się jesiotrów należących do gatunków nierodzonych w wodach przybrzeżnych i estuarijnych (Spratte i Rosenthal 1996, Arndt i in. 2000, Arndt i in. 2002, Skóra i in. 2018).

Wdrażanie

Zwiększona i skuteczniejsza ochrona w zakładach hodowlanych jest łatwym sposobem na zminimalizowanie przypadków ucieczek, na przykład poprzez zastosowanie barier odpowiednich rozmiarów oraz dostosowanych projektów odpływu. Ochrona przeciwpowodziowa również odgrywa istotną rolę w ograniczaniu strat finansowych gospodarstw oraz negatywnego oddziaływania na ekosystemy. Łatwym sposobem na zmniejszenie wymiaru tych działań w handlu akwariowym byłoby zwiększenie świadomości oraz zapewnienie

rozwiązań prawnych umożliwiających wyeliminowanie niepożądanych lub zbyt dużych osobników, wykorzystując do tego celu na przykład portale internetowe.

Ponadto skuteczne zapobieganie celowemu wypuszczaniu zwierząt należących do gatunków egzotycznych dotyczy zarządców łowisk, a także wędkarzy i akwarystów. Należy pilnie podjąć wzmożone działania na rzecz lepszego informowania o negatywnych skutkach takiego wypuszczania oraz zapewnić skuteczniejsze egzekwowanie przepisów.

Konieczne jest ustanowienie bardziej rygorystycznych przepisów mających na celu zapobieganie ucieczkom z gospodarstw rybackich, takie jak dodatkowe bariery, dezynfekcja ścieków, zapobieganie powodziom oraz łagodzenie ich skutków z zachowaniem ścisłej zgodności z kodeksem postępowania IUCES (grupa robocza ICES ds. introdukcji i przenoszenia organizmów morskich (ICES WGITMO) 1997). Wdrożenie środków jest uwarunkowane konsekwentnym egzekwowaniem przepisów przez inspektoraty rybołówstwa w ścisłej współpracy z organami weterynaryjnymi.

Wpływ

Przypadkowe i celowe uwalnianie zwierząt stanowi główne źródło występowania dużej liczby gatunków ryb egzotycznych w otwartych wodach. W związku z tym należy zintensyfikować środki zaradcze, aby zminimalizować zakres, a następnie potencjalny wpływ tego niewłaściwego postępowania. Ograniczenie uwalniania jesiotrów pomoże zapobiegać hybrydyzacji podczas rozmnażania w sposób naturalny, jak również zarażeniu patogenami, do których gatunki rodzime nie są przystosowane, na każdym etapie cyklu życia. Z drugiej strony uwalnianie drapieżników należących do gatunków nierodzonych wywiera wpływ głównie na ryby w stadium juwenilnym, które zostały introdukowane i nie odbyły jeszcze migracji do morza, i potencjalnie może znacznie ograniczyć rekrutację. Introdukcja gatunków obcych została zakazana przez UE i wymaga zezwolenia wydanego przez agencje krajowe lub regionalne. W tym przypadku należy zwiększyć ilość informacji, aby rozszerzyć wiedzę na temat niekorzystnych skutków, co doprowadzi do zmniejszenia liczby zezwoleń. W przypadkach nielegalnego zarybiania niezbędne są właściwsze sposoby egzekwowania prawa.

Środki

- Zaostrzenie wstępnych warunków prawnych ochrony ryb w obiektach hodowlanych, zapobieganie ucieczkom.
- Wzmocnienie środków zapobiegających ucieczkom z gospodarstw rybackich i stawów (zwłaszcza ucieczkom jesiotra).
- Zapobieganie nielegalnemu i przypadkowemu wprowadzaniu gatunków obcych (w tym jesiotrów) do środowiska naturalnego, zwiększając świadomość i przestrzeganie przepisów za pośrednictwem kampanii informacyjnych



- i zapewniania alternatywnych sposobów pozbywania się niechcianych osobników.
- Informowanie ogółu społeczeństwa o ryzyku wprowadzania zwierząt do środowiska ze szczególnym uwzględnieniem jesiotra.
- Stworzenie warunków usuwania gatunków egzotycznych i umiejętności ich identyfikowania zgodnie z przepisami krajowymi i w stosownych przypadkach dostosowanie przepisów krajowych do obowiązujących międzyrządowych i międzynarodowych kodeksów i wytycznych.



Jaz na rzece odcinający drogę migracji w górę rzeki jesiotrom ostronosym.
(© A. Kapusta)

8.2.3. Cel 4: Ochrona lub ułatwienie migracji jesiotra we wszystkich rzekach docelowych

Migracja jest niezwykle istotna dla gatunków anadromicznych, ponieważ ich subpopulacje dostosowały się do odległości migracji pod względem czasu migracji i fizjologicznej reakcji na dojrzewanie. W związku z tym jesiotry nie mogą po prostu odbyć tarła przed przeszkodą, jeżeli ich oznaczenie genetyczne i przystosowanie wymaga migracji na dalszą odległość. Również dryfowanie larw i dostępność siedlisk potrzebnych na wczesnych etapach rozwoju sprawia, że odpowiednia długość rzeki jest niezbędna do tego, by ryby mogły uniknąć kontaktu z wodą słoną, zanim będą fizjologicznie zdolne do regulowania swojej homeostazy.

Przekierowanie wody oraz generowanie energii wodnej to powszechne cele budowy tam. Regulacja biegu rzeki powoduje fizyczne zmiany siedliska poprzez zmniejszenie lub zmianę wiosennych szczytów przepływu, ograniczenie translokacji i oczyszczanie dna rzek ze żwiru (Coutant 2004), tym samym ograniczając dostępność tarlisk.

Ponadto zmniejszenie przepływu zmniejsza również powracalność migracji, skracając odległość migracji w górę rzeki, jak również ograniczając liczbę ryb, które wpływają do danej rzeki (Holčík 1988, Kynard 1997).

Budowanie barier uniemożliwia wędrówkę do tarlisk znajdujących się w różnych rzekach, w których nie wdrożono jeszcze środków łagodzących. Mimo że rolę tam polegającą na blokowaniu szklaków wędrówek potwierdzono już w czasach średniowiecznych (Hoffmann 1996), tamy nadal budowano, a znaczenie dróg wodnych dla rozwoju przemysłu w połowie XVIII wieku było coraz większe (Kausch 1996).

Na całym świecie przeprowadzono dogłębne badania nad wieloma gatunkami jesiotrów w kilku dorzeczach dotyczące skutków budowania tam, na przykład dla *A. transmontanus* w rzece Fraser i rzece Kolumbia (Hildebrand i in. 1999, Coutant 2004) oraz dla *A. sinensis* w rzece Jangcy w Chinach (Kynard i in. 1994, Yang i in. 2006). Ponadto w przypadku ułatwienia migracji w górę rzeki należy zapewnić swobodny przepływ rybam migrującym w stronę morza, aby zapobiec uderzaniu w kraty.

Działanie 10: Zakaz planowania i budowy barier dla migracji charakteryzujących się przepływem niższym niż 30% w celu ułatwienia stosowania środków łagodzących w rzekach odpowiednich dla jesiotrów

Przeszkody dla migracji mogą być różne. Należą do nich zapory, takie jak przeszkody naturalne (np. progi, tamy, groble), lecz także strefy niedoboru tlenu, które powstają na skutek pogłębienia dna, oraz tworzenie stref osadowych, w których występuje zwiększone zapotrzebowanie na tlen do rozkładu materii organicznej. Ostatnie z wymienionych przeszkód zostaną omówione w rozdziale na temat restytucji siedlisk.

Cel

Aby zapobiec powstawaniu dodatkowych przeszkód wywierających niekorzystny wpływ na migrację jesiotra i siedliska bytowania w rzekach odpowiednich dla jesiotrów, należy zaprzestać budowania nowych tam. W sytuacjach, gdy nie można zapobiec ich budowie, instalacje muszą posiadać przepławki o dużym zasięgu i 30-procentowym przepływie bez względu na warunki przepływu.

Budowa przepławek, które zapobiegną opóźnieniu migracji ryb w górę lub w dół rzeki, przepływaniu przez turbinę oraz ułatwią przenoszenie osadu.

Wdrażanie

Przy planowaniu i zatwierdzaniu budowy tam w rzekach odpowiednich dla jesiotrów należy zastosować klasyfikację „brak tamy, produkcja energii z przepływu oraz budowa tamy z przepławką o odpowiednim zasięgu”: bezpiecznym



ograniczeniem byłaby przepławka zezwalająca na przepływ wynoszący nie mniej niż 30% wody, który pozwoli rybom swobodnie się przedostać.

Przestrzeganie odnośnych norm minimalnych należy zapewnić poprzez ustanowienie organów gospodarki wodnej i wstępnych warunków prawnych.

Wpływ

Tamy te mają wpływ na dostępność siedlisk, wędrówki, efektywność reprodukcyjną, a także na czas trwania środków ochrony *ex situ* i wypuszczenie jesiotrów do wody.

Środki

- Określenie rzek odpowiednich dla jesiotrów.
- Określenie wstępnych warunków prawnych.
- Wdrażanie strategii podczas wszystkich procesów planowania.

Działanie 11: Przywrócenie migracji w kluczowych rzekach z istniejącymi tamami

W większości rzek uchodzących do Morza Bałtyckiego, które są odpowiednie dla jesiotrów, tamy ograniczają migrację populacji objętych restytucją. Tylko w kilku rzekach (zob. rozdział 4) tamy te nie mają niekorzystnego wpływu na migrację ze względu na swoje położenie na odcinkach w górze rzeki, w przeszłości zamieszkiwanych przez jesiotry jedynie w bardzo ograniczonym stopniu. Z kolei wiele rzek potencjalnie odpowiednich dla jesiotrów zapewnia swobodną migrację jedynie na odcinku mniejszym niż 30 km od ujścia rzeki. Samo ułatwienie migracji w górę rzeki nie stanowi rozwiązania dla takich przeszkód. Równie istotna jest ochrona ryb wędrujących w dół rzeki bez względu na ich wielkość oraz skuteczne kierowanie ich przepływami.

Cel

Przy istniejących przeszkodach dla migracji ułatwienie przepływu bez opóźniania migracji i ograniczenia migracji części osobników ma kluczowe znaczenie dla umożliwienia odtworzenia populacji. Ponadto jesiotry wędrujące zarówno w górę, jak i w dół rzeki nie powinny doznawać żadnych uszkodzeń mechanicznych podczas migracji.

Aby ułatwić rybom wszystkich gatunków i wielkości pokonywanie przeszkód w wędrówce w górę i w dół rzeki, co jest jednym z najważniejszych celów ramowej dyrektywy wodnej i niniejszego planu działania, można zastosować kilka wariantów. Warianty te obejmują (w kolejności od najbardziej odpowiednich do celów realizacji nadrzędnych celów zarządzania): likwidację tam, budowę przepławek oraz montaż konstrukcji technicznych umożliwiających wędrówkę w górę i w dół rzeki. Najważniejsze kryteria dla migracji w górę rzeki określono w niemieckich wytycznych DWA 509 (DWA 2014).

Wdrażanie

Planowanie i zatwierdzanie budów tam należy do organów gospodarki wodnej. Odnawiając prawa do korzystania z wód, organy te powinny w tym kontekście uwzględnić konieczność ułatwienia wędrówki ryb. Aby umożliwić dostosowanie istniejących instalacji na potrzeby ułatwienia migracji, stosuje się wyrok Trybunału Sprawiedliwości z dnia 1 czerwca 2017 r. w sprawie C-529/15, w którym określono, że instalacje wybudowane przed 1998 r. uznaje się za potencjalne źródło szkód wyrządzonych środowisku naturalnemu w zastosowaniu dyrektywy 2004/35/WE w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu zmienionej dyrektywą 2009/31/WE i art. 4 ust. 7 dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego.



Stożek Wodny (tama) we Włocławku odcinający jesiotrom miejsca do odbycia tarła w prawie całym dorzeczu Wisły (© K. Suska)





skiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz.U. L 327 z 2000, s. 1). Środki odtworzeniowe należy jako takie wdrożyć również w odniesieniu do istniejących instalacji, co należy odzwierciedlić w krajowych wstępnych warunkach prawnych. Z powyższego wynika, że elektrownie wodne odpowiadają za złagodzenie szkód wyrządzonych przez nie środowisku naturalnemu wskutek budowy tam.

Wpływ

Chociaż w związku z wymaganymi środkami łagodzącymi budowa nowych instalacji elektrowni wodnych w państwach zasięgu jesiotra w UE jest utrudniona, istnieje wiele tam, które ze względu na brak funkcjonalnych środków ułatwiających wędrówki blokują migrację wszystkich wędrowniczych gatunków ryb, co ma niekorzystny wpływ na stan ekologiczny jednolitych części wód.

Tamy te mają wpływ na dostępność siedlisk, wędrówki, efektywność reprodukcyjną, a także na czas trwania środków ochrony *ex situ* i wypuszczenie jesiotrów do wody.

Środki

- Określenie rzek odpowiednich dla jesiotrów.
- Określenie granic historycznej migracji jesiotra.
- Określenie wstępnych warunków prawnych.
- Określenie położenia przeszkody.
- Sprawdzenie możliwych do zastosowania środków łagodzących (czas trwania koncesji, rentowność itd.).
- Analiza SWAT możliwości polegającym na likwidacji tam, budowie przepławek lub zastosowania rozwiązań technicznych.
- Wdrożenie środków.

8.3. Wstępne warunki administracyjne

Kategoria 3: Działania informacyjne i wstępne warunki administracyjne

8.3.1.

Cel 5: Zwiększenie świadomości społeczeństwa, organów administracji i polityków w zakresie ochrony jesiotra

Działanie 12: Należy wdrożyć ukierunkowane na realizację celów strategii komunikacyjne, aby stworzyć bazę wiedzy na potrzeby restytucji jesiotra w państwach Morza Bałtyckiego oraz zwiększyć świadomość i zapewnić akceptację wdrażanych środków

Ponieważ w państwach zasięgu jesiotra bałtyckiego rybę tę uważa się za niewystępującą lub wymarłą, społeczeństwo ma niewielką wiedzę na temat obecnego statusu tego gatunku jesiotra,

jego cyklu życia, wymagań siedliskowych i czynników ważnych w kontekście jego ochrony. Ponadto w zarządzanie tym gatunkiem i jego siedliskami zaangażowane jest kilka ministerstw i wiele agencji. Chociaż temat jesiotra bałtyckiego doskonale sprawdza się w łatwej komunikacji ze społeczeństwem, ma ono znikomą wiedzę w tym zakresie, ponieważ populacja jesiotra przez długi czas nie występowała na odnośnym obszarze, a prawdopodobieństwo spotkania tej ryby jest niskie. Aby skutecznie wdrożyć środki na rzecz restytucji jesiotra bałtyckiego, konieczne jest podjęcie wspólnych działań, aby zachęcić społeczeństwo do czynnego udziału w działaniach odtworzeniowych i zapewnić, by pozytywnie odbierało one środki restytucji i strategii ochrony. W jeszcze większym stopniu dotyczy to polityków i urzędników, którzy powinni czynnie wspierać realizację środków na różnych szczeblach i w ramach różnych inicjatyw.

W odbiorze społecznym i politycznym jesiotr jest gatunkiem egzotycznym. Cały problem i jego rozwiązanie przenosi się na państwa i obszary, w których jesiotry występują powszechnie. Poczucie solidarności między regionami i państwami w celu rozwiązywania problemów albo nigdy nie istniało, albo zostało utracone.

Należy opracować i wdrożyć strategię komunikacji medialnej i PR. Strategiczne podejście do mediów powinno koncentrować się na tych metodach, które najlepiej przystają się realizacji celów projektowych w zakresie ochrony. Strategia PR powinna docierać do różnych grup docelowych (np. do decydentów politycznych, sektora rządowego – ministerstw i agencji, rybaków, przedsiębiorstw rybackich, przybrzeżnych jednostek samorządowych, społeczeństwa, środowiska akademickiego, sektora biznesowego itd.) przy użyciu różnych środków przekazu.

Wyniki projektu należy nagłaśniać poprzez ujednolicone komunikaty prasowe dotyczące poszczególnych działań czy też zaproszenia na wydarzenia w ramach projektu takie jak wypuszczanie ryb, działania monitoringowe, kontrole tarlaków, spotkania z sektorem rybołówstwa itd. Wyniki wdrażania środków powinny unaoczniać międzysektorowe korzyści płynące z projektu. Obecność mediów jest szczególnie ważna, aby zwrócić uwagę decydentów, ponieważ o tym, które kwestie powinny znaleźć się na liście priorytetów polityków i liderów, decyduje głównie nagłośnienie tych kwestii w społeczeństwie. Projekt przyciągnie uwagę pod warunkiem stałego wykorzystania mediów, pozytywnego podejścia i podkreślenia korzyści płynących z jego realizacji.

Cel

Celem strategii jest lepsze zrozumienie koniecznych działań i wsparcia na rzecz wymaganych środków na różnych szczeblach. Grupy docelowe są bardzo zróżnicowane – od mieszkańców obszarów objętych projektem przez zainteresowane strony, urzędników i funkcjonariuszy publicznych aż do sektora politycznego.



**Wdrażanie**

Agencje środowiskowe powinny – we współpracy z głównymi zainteresowanymi stronami – przeprowadzić ogólne działania informacyjne w ramach ogólnych działań komunikacyjnych na temat bioróżnorodności i poprzez działania komunikacyjne dotyczące projektu.

Wpływ

Dzięki strategii PR opracowane zostanie skuteczne główne przesłanie projektu oraz określone zostaną jego aspekty, założenia i cele. Na podstawie przeprowadzonych dotychczas badań określone zostaną grupy docelowe oraz zaangażowane społeczności / zainteresowane strony, rodzaj zainteresowanych stron, do których należy dotrzeć, sprofilowanie zostaną grupy docelowe itd.

Środki

- Opracowanie strategii informacyjnej.
- Opracowanie materiałów do wykorzystania.
- Działania informacyjne.
- Włączenie zainteresowanych stron w działania ochronne.
- Organizacja okrągłych stołów w celu upowszechnienia informacji na temat działań i omówienia ich z różnymi zainteresowanymi stronami.
- Sprawdzenie skuteczności poprzez badania naukowe.
- Opracowanie środków zarządzania adaptacyjnego i dostosowanie strategii komunikacji.

8.3.2.**Cel 6: Określenie odpowiednich wstępnych warunków finansowych i prawnych do celów restytucji jesiotra**

Z doświadczeń uzyskanych dzięki realizacji dotychczasowych planów działania na rzecz jesiotra (plan działania na rzecz jesiotra rosyjskiego z 2005 r., plan działania na rzecz ochrony i restytucji jesiotra zachodniego zgodnie z konwencją berneńską z 2007 r. oraz dwa plany działań na rzecz *Acipenser naccarii* z 2006 r. i 2010 r.) wynika, że usprawnienie procesu wdrażania wymaga podjęcia pilnych, zintensyfikowanych działań. Należy istotnie zwiększyć dotychczasowe zaangażowanie w koordynację, finansowanie i podział obowiązków na szczeblu krajowym i międzynarodowym. Opisane poniżej działania stanowią pierwszą próbę zapewnienia odpowiednich warunków i środków w ramach działań następczych.

Działanie 13: Promowanie zapewnienia odpowiednich instrumentów finansowania długoterminowych działań

Na wdrażanie planów działania w ramach konwencji berneńskiej nie przeznaczają się żadnych konkretnych zasobów krajowych i międzynarodowych. Nie ma żadnych instrumentów finansowania, które mogłyby spełnić wymagania planów działania na rzecz długowiecznych gatunków, ponieważ w ramach programów projektowych i instrumentów finansowania nie wspiera się żadnych powtarzalnych działań długoterminowych (w zakresie ochrony) takich jak hodowle *ex situ*, rozmnażanie i hodowle oraz wypuszczanie ryb i monitoring.

Wdrażanie planów działania zależy wyłącznie od inicjatywy i motywacji poszczególnych osób i grup, które są zmuszone składać wnioski o dofinansowanie w ramach programów nieprzeznaczonych do realizacji celów zakładanych przez te osoby i grupy. Istotne aspekty ochrony jesiotra, takie jak ochrona *in situ* i *ex situ* (np. monitoring i wypuszczanie narybku) zależą od powtarzalności działań i nie kwalifikują się do finansowania w ramach większości programów dotacji.

Należy zapewnić specjalne zasoby krajowe i międzynarodowe na rzecz realizacji celów ochrony zagrożonych gatunków zgodnie z postanowieniami konwencji międzynarodowych. Należy również stworzyć mechanizmy długoterminowego finansowania i wsparcia. Konieczne jest wspieranie międzynarodowej i międzyinstytucjonalnej współpracy i koordynacji. W stosownych przypadkach należy ustanowić podmioty odpowiedzialne za koordynację działań, które będą miały uprawnienia w zakresie delegowania zadań i kierowania nimi.

Cel

Zapewnienie specjalnych możliwości finansowania ukierunkowanego na cele oraz wsparcia administracyjnego na rzecz wdrażania niezbędnych zakładanych działań prawnych i administracyjnych.

Wdrażanie

We współpracy z UE ministerstwa krajowe będą zapewniać specjalne możliwości długoterminowego finansowania ukierunkowanego na cel, aby wesprzeć realizację niezbędnych środków ochrony.

Wpływ

Zapewnienie funduszy i wdrożenie planu działania na poziomie instytucjonalnym stanowią warunki wstępne do realizacji określonych celów.

Środki

- Ustanowienie podmiotu koordynującego do celów wdrażania planu działania.
- Określenie kosztów poszczególnych etapów wdrażania.
- Wyznaczenie odpowiedzialnej agencji krajowej i przeznaczenie odpowiedniego finansowania na rzecz jej działalności.





- Krajowe agencje wraz z podmiotem koordynującym obszar HELCOM zwracają się do UE o wprowadzenie istotnych zmian w polityce i priorytetach w zakresie finansowania.
- Określenie kryteriów/norm jakości na podstawie odnośnych planów działania, aby ocenić propozycje w zakresie finansowania.
- Wdrożenie długoterminowych programów restytucji o odpowiednim priorytecie.

Działanie 14: Nadanie większego znaczenia ochrony jesiotra w prawodawstwie w celu zapewnienia właściwego wdrożenia planu

W prawie Unii i przepisach krajowych państw Morza Bałtyckiego nie poruszono dotychczas kwestii jesiotra bałtyckiego (*A. oxyrinchus*), ponieważ został uznany za odrębny gatunek występujący w Bałtyku dopiero niedawno, później niż jesiotr zachodni (*A. sturio*). Środków ochrony prawnej nie można samych w sobie zastosować w pełni lub jest to możliwe jedynie w ograniczonym zakresie.

Należy przeanalizować rolę planu działania i możliwości zwiększenia jego skuteczności. Plany działania powinny wyznaczać kierunek strategii i działań na rzecz ochrony jesiotra. Nawet wtedy, gdy zmiana obecnego statusu ochrony jest niewykonalna (konwencja berneńska, dodatki do dyrektywy siedliskowej), ochronie jesiotra należy bezwzględnie nadać pierwszeństwo, aby osiągnąć cele ochrony i rozstrzygać spory między zainteresowanymi stronami.

Ponadto w krajowych czerwonych księgach należy odzwierciedlić najnowsze dane naukowe dotyczące występowania *A. oxyrinchus* jako gatunku rodzimego w Morzu Bałtyckim, aby objąć go skuteczną ochroną. Zmiany te należy również uwzględnić w przepisach dotyczących rybołówstwa.

Na podstawie odnośnych planów działania należy określić kryteria/normy jakości w zakresie środków ochrony i odpowiednio je egzekwować.

Cele

Poprawienie statusu ochrony jesiotra bałtyckiego, aby ułatwić przywrócenie stabilnych i samodzielnie regulujących się populacji. W tym celu konieczne jest zapewnienie ochrony prawnej i nadanie właściwego priorytetu powiązanych z planem środków, aby realizacja programu powiodła się, a działania przeciw utracie różnorodności biologicznej były skuteczne.

Wdrażanie

We współpracy z UE ministerstwa krajowe nadadzą priorytet niezbędnym środkom ochrony i zabezpieczą ich realizację.

Wpływ

Ochrona gatunku i nadanie odpowiedniego priorytetu działaniom ochronnym jest warunkiem wstępnym, który należy niezwłocznie spełnić, aby umożliwić podmiotom kierującym rozwiązywaniem utrzymujących się konfliktów między zainteresowanymi stronami i zapewnić warunki niezbędne do uruchomienia funkcjonalnego programu restytucji. Działanie to ma samo w sobie bezpośredni wpływ na wszystkie szczegółowe działania ochronne i ich rezultaty.

Środki

- Wpisanie *A. oxyrinchus* do właściwych krajowych czerwonych ksiąg.
- Nadanie priorytetu środkom restytucji zgodnie z planem.
- Wezwanie do organizacji okrągłych stołów na szczeblu krajowym, aby rozwiązać konflikty między zainteresowanymi stronami.



Wypuszczanie jesiotra bałtyckiego z nadajnikiem biotelemetrycznym (© A. Kapusta)

8.3.3.

Cel 7: Monitorowanie i ocena wdrażania planu działania w celu umożliwienia zarządzania adaptacyjnego

Działanie 15: Powołanie koordynatorów odpowiedzialnych za wdrażanie planu działania przez państwa, jednostki zarządzające dorzeciami, organy konwencji morskich i organy UE oraz ustanowienie punktu kontaktowego HELCOM na potrzeby planu działania

Założenia planów działania, które stanowią strategiczne wytyczne w zakresie planowania i wdrażania środków ochrony jesiotra, są ignorowane. Przyczyny tego stanu rzeczy są niejasne, ale mogą wynikać ze złożoności tych środków (podej-



ście holistyczne), ich niewiążącego charakteru w świetle przepisów krajowych i międzynarodowych bądź zwyczajnie ignorancji lub braku dobrej woli podmiotów w zakresie przestrzegania postanowień planu działania jako norm.

Wdrażanie planu odbywa się w problematycznym środowisku międzynarodowym, ponieważ w pracę na rzecz populacji występujących na obszarach różnych państw należy zaangażować różne organy administracji krajowej/regionalnej. W państwach członkowskich nie istnieją żadne międzynarodowe podmioty koordynujące ochronę jesiotra, które posiadałyby niezbędną wiedzę techniczną oraz możliwość delegowania zadań i kierowania ich realizacją.

Cel

Konieczne jest wspieranie międzynarodowej i międzyinstytucjonalnej współpracy i koordynacji. W stosownych przypadkach należy ustanowić podmioty odpowiedzialne za koordynację działań, które będą miały uprawnienia w zakresie delegowania zadań i kierowania nimi. Ponadto wybrany zostanie koordynator odpowiedzialny za cały obszar HELCOM, aby wesprzeć wdrażanie środków w ramach planu działania.

Wdrażanie

Państwa – w stosownych przypadkach we współpracy z jednostkami zarządzającymi dorzeczami – powinny powołać koordynatorów posiadających wystarczającą wiedzę, aby ujednoczyć cele i środki podejmowane przez poszczególne agencje.

Wyznaczony zostanie punkt kontaktowy HELCOM. Koordynatorzy będą gromadzić się na corocznych spotkaniach, aby wyznaczyć priorytety i ujednoczyć wdrażanie planu działania. W okresie między spotkaniami koordynowane będą działania ułatwiające wdrażanie środków w poszczególnych państwach zasięgu jesiotra.

Wpływ

Koordynator posiadający odpowiednie uprawnienia ułatwi wdrażanie celów 1–5 w ramach planu działania, co doprowadzi do terminowego osiągnięcia celów.

Środki

- Określenie obowiązków i zadań poszczególnych punktów kontaktowych.
- Wyznaczenie punktu kontaktowego HELCOM do celów koordynacji programu.
- Wyznaczenie koordynatorów krajowych przez organy krajowe.
- Wyznaczenie punktu kontaktowego przez jednostki zarządzające dorzeczami.
- Sporządzenie harmonogramu i terminów składania sprawozdań.
- Uzgodnienie przez wszystkie podmioty zasad rozpowszechniania wyników.

Działanie 16: Ocena wdrażania planu działania na szczelbu HELCOM

Aby zwiększyć skuteczność wdrażania planów, niezbędna jest ocena ich wdrażania. W tym celu realizację środków i poszczególnych celów analizuje się pod kątem wskaźników i zakładanych kamieni milowych. Sporządzane są sprawozdania w świetle kamieni milowych wraz ze szczegółową analizą niedociągnięć w realizacji.

Na corocznym posiedzeniu Komisji Stałej HELCOM przedstawiane są sprawozdania roczne sporządzone przez podmioty odpowiedzialne. Sugeruje się, by ocena wdrażania planu działania przeprowadzana była po 3, 6 i 10 latach, przed wdrożeniem zmienionego planu działania.

Cel

Celem oceny jest zwiększenie przejrzystości podejmowanych środków oraz mocnych i słabych punktów różnych podejść, które przyjęły państwa zasięgu jesiotra. Głównym założeniem jest ułatwienie skuteczniejszego wdrażania krytycznych aspektów planu, które mogą być sprzeczne z interesami zainteresowanych stron.

Wdrażanie

Organy krajowe i koordynator HELCOM będą wspólnie oceniać postępy na podstawie sprawozdań krajowych.

Wpływ

Informacje zwrotne uzyskane w ramach oceny będą wykorzystane do zwiększenia skuteczności wdrażania całego planu i zapewnią przejrzystość procesu wdrażania. Sprawny proces oceny może nie tylko pomóc w realizacji wszystkich celów planu działania, ale również przynieść korzyści wszystkim zaangażowanym partnerom.

Środki

- Uzgodnienie planów wdrażania planu działania na poziomie krajowym lub na poziomie zlewni.
- Składanie krajowych sprawozdań z postępów na podstawie ujednoczonego kwestionariusza.
- Przeprowadzenie oceny naukowej postępów w realizacji planu działania po 3 latach od wejścia planu w życie.
- Przeprowadzenie oceny naukowej i administracyjnej postępów w realizacji planu działania po 6 latach od wejścia planu w życie.
- Złożenie sprawozdania ze statusu wdrożenia przed zakończeniem obowiązywania planu działania (po 10 latach) i kontrola wdrożenia planu działania po 9 latach od jego przyjęcia.
- Negocjacje w sprawie zmiany planu działania na podstawie osiągniętych celów i niedociągnięć oraz przedłożenie go do zatwierdzenia.





9. Literatura

- Anonymous.** 1868. "Census book of Vodskaya piatina for 1500" OT: Perepisnaya okladnaya kniga Vodskoy piatity 1500 goda. Arkheograficheskaya komissia: Saint-Petersburg. (In Russian)
- Anonymous.** 2011-2015. Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon europeen *Acipenser sturio* 2011-2015. Ministere de l'Ecologie, du Developpement durable, des Transports et du Logement. 69 p.
- Allen P.J., Mitchell Z.A., De Vries R.J., Aboagye D.L., Ciaramella M.A., Ramee S.W., Stewart H.A., Shartau R.B.** 2014. Salinity effects on Atlantic Sturgeon (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchell, 1815) growth and osmoregulation. *J. Appl. Ichthyol.* 30, 1229–1236.
- Arndt G.-M., Gessner J., Anders E., Spratte S., Filipak J., Debus L., Skora K.** 2000. Predominance of exotic and introduced species among sturgeons captures from the Baltic and North Seas and their watersheds. In: Elvira, B. et al. (Eds). Proceedings of the 1st Symposium on Conservation of the Atlantic Sturgeon *Acipenser sturio* in Europe, 6-11 September, 1999, Madrid & Sevilla, Spain. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 16(4): 17-28.
- 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, 4-6, 444-449.
- Arndt G.-M., Gessner J.** 2005. Aufbau eines Elterntierbestandes als Grundlage für die Wiedereinbürgerung des Störs im Ostseeinzugsgebiet. Jahresheft 2003/2004 des Vereins Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V. 9-18.
- Arndt G.-M., Gessner J., Bartel R.** 2006. Characteristics and availability of spawninghabitat for Baltic sturgeon in the Oder River and its tributaries *J. Appl. Ichthyol.* 22 (Suppl. 1):172-181
- Artyukhin E., Vecsei P.** 1999. On the status of Atlantic sturgeon: conspecificity of European *Acipenser sturio* and North American *Acipenser oxyrinchus*. *Journal of Applied Ichthyology* 15: 35-37.
- Atlantic Sturgeon Status Review Team.** 2007. Status Review of Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*). Report to National Marine Fisheries Service, Northeast Regional Office. February 23, 2007. 174 pp.
- Bain M., Haley N., Peterson D., Waldman J.R., Arend K.** 2000. Harvest and habitats of Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus* Mitchell, 1815 in the Hudson River estuary: Lessons for sturgeon conservation. *Boletin Instituto Espanol de Oceanografia* 16: 43-53.
- Balazik M.T., Garman G.C., Van Eenennaam J.P., Mohler J., Woods L.C.** 2012. Empirical Evidence of Fall Spawning by Atlantic Sturgeon in the James River, Virginia. *Trans. Am. Fish. Soc.* 141(6): 1465-1471.
- Benecke N.** 1886. Some remarks on sturgeon fishing in the southern Baltic region in medieval times. Pp. 9-17 In: Brinkhuizen B. C. and A. T. Clason (Eds). *Fish and Archaeology*, BAR International Series 294, Oxford.
- Benecke N.** 1995. Neue archäozoologischer Forschungen am Burgwall von Lossow, Ortsteil von Frankfurt/Oder – einige vorläufige Ergebnisse. *Acta Praehistorica et Archaeologica* 26/27: 14-23.
- Berg L.S.** 1911. Fishes (Marsipobranchii and Pisces). Fauna of Russian and Adjacent Countries. Vol. 3. Vypusk 1, Izdatelstvo Akademii Nauk, St Petersburg. 337p. (in Russian)
- Berg L.S.** 1935. "About the necessity of protection of sturgeons in Nevabasin"(O.T.) O neobkhodimosti okhrany osetra v basseine Nevy. *Za rubnyuindustriyu Severa.* 7: 30-31 (In Russian).
- Berg L.S.** 1948. "Fishes of freshwater of USSR and adjoining countries". *Ryby presnikh vod SSSR i sopredelnikh stran.* T. 1. AN SSSR: Moscow-Leningrad. (In Russian).
- Birstein V.J., Betts J., De Salle R.** 1998. Molecular identification of *Acipenser sturio* specimens: a warning note for recovery plans. *Biological Conservation* 84: 97-101.
- Bogacka-Kapusta E., Wiszniewski G., Duda A., Kapusta A.** 2011. Feeding of hatchery-reared juvenile Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus* Mitchell, released into the Drwęca River. *Archives of Polish Fisheries*, 19(3): 113-117.
- Bonne G.** 1905. Die Vernichtung der deutschen Flußfischerei durch die Verunreinigung unserer Gewässer mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse auf der Unterelbe. *Zeitschrift für Fischkunde* 12: 1-28.
- Boreman J.** 1997. Sensitivity of North American sturgeons and paddlefish to fishing mortality. *Environ.Biol.Fish.* 48, 399-405.
- Bates L.C., Boucher M.A., Shrimpton J.M.** 2014. Effect of temperature and substrate on whole body cortisol and size of larval white sturgeon (*Acipenser transmontanus* Richardson, 1836). *J. Appl. Ichthyol.* 30 (2014), 1259–1263.
- Cech J.J.Jr, Doroshov S.I.** 2010. Environmental requirements, preferences, and tolerance limits of North American sturgeons. In: *Biology of North American sturgeon and paddlefish.* G. T. O. LeBreton, F. W. H. Beamish and R. S. McKinley (Eds). Kluwer, Dordrecht, pp. 73-83.
- Cios S.** 2017. Historical information on the main fish species in the River San drainage area. *Roczniki Naukowe PZW*, 30: 137-155. (In Polish)
- Collins M.R., Post W.C., Russ D.C., Smith T.I.J.** 2002. Habitat use and movements of juvenile shortnose sturgeon in the Savannah River, Georgia-South Carolina. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131, 975-979.
- Danilevsky N.Y.** 1875. "Description of fisheries in north-western Lakes" (O.T.) *Opisaniye rybolovstva v severo-zapadnikh oziorakh.* Issledovaniye o sostoyanii rybolovstva v Rossii. T. IX. Ministerstvo gosudarstvennikhimushestv: Saint-Petersburg. (In Russian) 157p.
- Debus L.** 1996. The decline of the European sturgeon *Acipenser sturio* in the Baltic, North Sea. *Advances in Life Sciences: Conservation of endangered freshwater fish in Europe; Symposium, Bern Switzerland, July 1994.* XII+, 147-156.
- Debus L.** 1999. Meristic and morphological features of the Baltic sturgeon (*Acipenser sturio* L.). *Journal of Applied Ichthyology* 15: 38-45.
- Delage N., Cachot J., Rochard E. et al.** 2014. Hypoxia tolerance of European sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) young stages at two temperatures. *J. Appl. Ichthyol.* 30(6): 1195-1202.
- Domracheev P.F., Pravdin I.F.** 1926. "Fishes of the Ilmen' Lake and Volkhov River and their commercial significance." (O.T.) *Ryby ozera Ilmen i reki Volkhova i ikhkhhoziastvennoye znachenie.* Materialy po issledovaniyu reki Volkhova i ego basseina. Vypusk X. Pervy polutom. Izd. Stroitelstva gosudarstvennoy Volkhovskoy gidroelektricheskoy silovoyustanovki: Leningrad. 1-294 (In Russian)
- Dovel W.I., Berggren T.J.** 1983. Atlantic Sturgeon of the Hudson River estuary, New York. *N.Y. Fish Game J.* 30, 140-172.
- Du H., Wei Q.W., Zhang H., Liu Z., Wang C., Li Y.** 2011. Bottom substrate attributes relative to bedform morphology of spawning site of Chinese sturgeon *Acipenser sinensis* below the Gezhouba dam. *Journal of Applied Ichthyology*, 27(2), 257-262.
- Dunton K.J., Jordaan A., McKown K.A., Conover D.O., Frisk M.G.** 2010. Abundance and distribution of Atlantic Sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) within the Northwest Atlantic Ocean, determined from five fishery-independent surveys. *Fish. Bull.* 108, 450-465.
- DWA.** 2014. Fish facilities for upstream migration and fish passable facilities – Design, Dimensions, Quality control. (O.T. *Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung.*) Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, Germany: Merkblatt DWA-M 509: 360p. (In German)
- Environment and Climate Change Canada.** 2001. CITES Identification Guide – Sturgeons and Paddlefishes 181p. ISBN 0-660-61641-6 available online: http://www.cites.ec.gc.ca/eng/sct5/sct5_1_e.cfm.
- Farrae D.J., Post W.C., Darden T.L.** 2017. Genetic characterization of Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*. *Conservation Genetics* 18(4): 813-823.



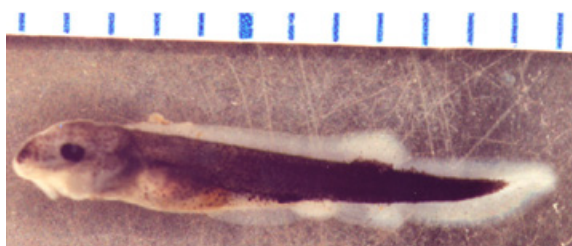
- Fernandes S.J.** 2008. Population demography, distribution, and movement patterns of Atlantic and shortnose sturgeons in the Penobscot River Estuary, Maine. Masters Thesis, Univ. Maine, Orono, ME, 87 pp.
- Fredrich F., Kapusta A., Ebert M., Duda A., Gessner J.** 2008. Migratory behaviour of young sturgeon, *Acipenser oxyrinchus* Mitchell, in the Oder River drainage. Preliminary results of a radio telemetric study in the Drawa River, Poland. Arch. Pol. Fish. 16, 105-117.
- Gessner J., Arndt G.-M.** 2006. Modification of gill nets to minimize by-catch of sturgeons. J. Appl. Ichthyol. 22(Suppl. 1): 166-171.
- Gessner J., Arndt G.-M., Fredrich F., Ludwig A., Kirschbaum F., Bartel R., von Nordheim H.** 2011. Remediation of Atlantic Sturgeon *Acipenser oxyrinchus* in the Oder River: Background and First Results. pp. 539-560. In: Williot, P., Rochard, E., Dese-Berset, N., Kirschbaum, F., Gessner, J. Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758 Springer, Heidelberg, Dordrecht, London, 663p.
- Gessner J., Bartel R.** 2000. Sturgeon spawning grounds in the Oder River tributaries: A first assessment. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16, 127-137.
- Gessner J., Debus L., Filipiak J., Spratte S., Skora K.E., Arndt G.-M.** 1999. Catches of sturgeons in German and adjacent waters since 1980. Journal of Applied Ichthyology 15(4): 136-142.
- Gessner J., Kamerichs C.M., Kloas W., Würtz S.** 2009. Behavioural and physiological responses in early life phases of Atlantic sturgeon (*A. oxyrinchus*) towards different substrates. J. Appl. Ichthyol. 25 (Suppl. 2), 83-90.
- Gilbert C.R., Moran D.** 1989. Atlantic and shortnose sturgeons: Life histories and environmental requirements. USACE Biol. Rept. 82(11.122), Vicksburg, MS, 28 pp.
- Grabda E.** 1968. Sturgeon – a disappearing fish. Ochrona Przyrody 33: 177-191 (in Polish).
- Grimm O.A.** 1889. "Fishes and fisheries in the Luga River." (O.T.) Ryby i rybolovstvo v reke Luge. Selskoye khoziaistvo i lesovodstvo.CLXII: 121-139. (In Russian).
- Gröger J., Debus L.** 2000. Morphometric comparison of *Acipenser sturio* populations by means of a mixed estimation procedure. Archive of Fishery and Marine Research 48: 175-193.
- Gushchin A.V., Kolman R., Gecys V., Pilinkovskij A., Lysanskiya I., Szczepkowski M., Stakenas S.** 2013. Realization of the Project for *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* restoration in the Basin of the Neman River. Journal of Ichthyology, 53(11): 937-943. DOI: 10.1134/S0032945213110052.
- Gushchin A.V., Ul'yanov A.G., Stratanovich D.B.** 2007. The possibility of Baltic sturgeon restoration in Kaliningrad region. (O.T.) O możliwościach restytucji jesiotra bałtyckiego w obwodzie Kaliningradzkim. Komunikaty Rybackie. IRS. Olsztyn. S. 14-16. (In Polish).
- Haley N., Boreman J., Bain M.** 1996. Juvenile sturgeon habitat use in the Hudson River. Final Rept, Tibor Polgar Fellowship Prog, Hudson River Found, NY, 36 pp.
- Hall W.J., Smith T.I.J., Lamprecht S.D.** 1991. Movements and habitats of shortnose sturgeon *Acipenser brevirostrum* in the Savannah River. Copeia 1991, 695-702.
- Hatin D., Fortin R., Caron F.** 2002. Movements and aggregation areas of Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) in the St. Lawrence River estuary, Quebec, Canada. Journal of Applied Ichthyology 18: 586-594.
- Hatin D., Munro J., Caron F., Simons R.D.** 2007. Movements, home range size, and habitat use and selection of early juvenile Atlantic Sturgeon in the St. Lawrence estuarine transition zone. In: Anadromous sturgeons: habitats, threats, and management. J. Munro, D. Hatin, J. Hightower, K. McKown, K. J. Sulak, A. W. Kahnle and F. Caron (Eds). Amer. Fish. Soc. Symp. 56, Bethesda, pp. 129-155.
- HELCOM.** 2013. Red list of threatened and declining species of lampreys and fishes of the Baltic Sea, BSEP No. 109.
- Hoffmann R.C.** 1996. Economic Development and Aquatic Ecosystems in Mediaeval Europe. American History Reviews 101: 631-669.
- Holčík J., Kinzelbach R., Sokolov L.I., Vasil'ev V.** 1989. *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758. In: Holčík J. (ed). The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 1/II: General Introduction of Fishes. Acipenseriformes. Wiesbaden, AULA-Verlag: Pp. 367-394.
- ICES.** 2005. ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005. 30 pp.
- IUCN Species Survival Commission.** 2002. IUCN Technical Guidelines on the Management of Ex-situ Populations for Conservation. IUCN Gland: 30p.
- IUCN Species Survival Commission.** 2014. Guidelines on the Use of Ex situ Management for Species Conservation Version 2.0. IUCN Gland, Switzerland, 20p.
- Jahl J., Rosenthal H.** 2017. Market survey on illelag Caviar trade in Bulgaria and Romania. World Sturgeon Conservation Society, Hamburg, Germany, Special Publication 8: 51p.
- Jaric I., Gessner J.** 2013. A life-stage population model of the European sturgeon (*Acipenser sturio*) in the Elbe River. Part I: general model outline and potential applications. J. Appl. Ichthyol. 29: 483-493.
- Jego S., Gazeau C., Jatteau P., Elie P., Rochard E.** 2002. Les frayères potentielles de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* L. 1758 dans le bassin Garonne-Dordogne. Methodes d'investigation, etat actuel et perspectives. Bull. Fr. Peche Piscic.365/366: 487-505. (In French)
- Jones P.D., Osborn T.J., Briffa K.R.** 2001. The Evolution of Climate over the Last Millennium. Science 292: 662-667.
- Kausch H.** 1996. Fahrwasservertiefungen ohne Grenzen? (Deepening of shipping lanes without limits?). In: Lozan, J.L., Kausch, H. (Eds.) Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. (Warningsigns from Rivers and Estuaries.) Verl. Paul Parey, Berlin, 162-176. (in German).
- Kessler K.F.** 1864. "Description of fishes of Saint-Petersburg province" (O.T.) Opisanije ryb, kotorye vstrechayutsia v vodakh S.-Petersburgskoygubernii. A. S. Golitsyn: Saint-Petersburg. (In Russian).
- Kessler K.F.** 1868. "Materials for the knowledge of OnegaLake and Obonezhskogo province" (O.T.) Materiali dlja poznaniya Onezhskogo ozera i obonezhskogo kraia. Imp. Academia nauk: Saint-Petersburg. (In Russian).
- King T.L., Lubinski B.A., Spidle A.P.** 2001. Microsatellite DNA variation in Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*) and cross-species amplification in the Acipenseridae. Conservation Genetics 2: 103-119.
- Koli L.** 1966. Occurrence off the Finnish coast of Siberian sturgeon introduced into the Gulf of Finland. Annales Zoologici Fennici 3,4: 323-326.
- Kolman R., Gushchin A., Gecys V., Pilinkovskij A., Lysanskiy I.** 2012. The first results of the regional work in the sphere of Baltic sturgeon *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* restoration (O.T.) Pierwsze wyniki współpracy regionalnej w zakresie restytucji jesiotra bałtyckiego *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*. Komunikaty rybackie 4: 31-35. (In Polish).
- Kolman R., Gushchin A., Lysanskiy I.** 2016. The possibilities of the restoration for the population of long-nosed sturgeon *Acipenser oxyrinchus* Mitchell in the basin of the River Neman. (O.T.) Возможность восстановления популяции остроногого осетра *Acipenser oxyrinchus* Mitchell бассейна реки Неман. 19-20 October 2016. The 3rd scientific – practical conference "Ecological safety of nuclear power station". Kaliningrad. Ps. 104-107. (In Russian).
- Kolman R., Gushchin A., Lysanskiy I.** 2017. Long-nosed sturgeon *Acipenser oxyrinchus* in the Curonian lagoon. (O.T.) Сборник научных статей «Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия национального парка «Куршская коса» In: The problems of study and protection of natural and cultural heritage of the national park "Curonian spit", № 13. Kaliningrad: Publishing house of Baltic State University. 2017. Ps. 79-86. (In Russian).
- Kolman R., Kapusta A, Duda A, Wiszniewski G.** 2011. Review of the current status of the Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchell, 1815 in Poland: principles, previous experience, and results. "Journal of Applied Ichthyology", 27: 186-191.
- Kolman R., Pilinkovskij A., Gushchin A., Gecys V., Povilas J.** 2017. Collaboration on Atlantic sturgeon restoration in the Nemunas river basin //In: 8th General Assembly Meeting Network of Aquaculture Centres in Central and Eastern (NACEE). Daugavpils Institute of Life Sciences and Technologies. P. 29-30.
- Kuchin I.V.** 1904. "Fishery in Ilmen Lake". (O.T.) Rybny promysel na Ilmen ozere. Vestnik rybopromushlennosti. 1904.XIX: 1-35. (In Russian).



- Kudersky L.A.** 1983. "Sturgeons in the basins of Onega and Ladoga" (O.T.) Osetroviye ryby v basseinakh Onezhskogo i Ladozhskogo ozer. Trydy GosNIORKH. 205: 128-149. (In Russian).
- Kudersky L.A.** 1996. "Fishing of sturgeons in Ladoga: history and end." (O.T.) Promysel osetra v Ladozhskom ozere: istoria i final. Rybovodstvo irybolovstvo 2: 13-14. (In Russian).
- Kulmatycki W.** 1932. On preserving sturgeon in Polish rivers. Ochrona Przyrody. Roczn. XII: 1-21 (in Polish).
- Lajus J., Kraikovski A., Lajus D.** 2013. Coastal Fisheries in the Eastern Baltic Sea (Gulf of Finland) and Its Basin from the 15 to the Early 20th Centuries. PLOS ONE. 8, 10: 1-11.
- Lassalle G., Cruzet P., Gessner J., Rochard E.** 2010. Global warming impacts and conservation responses for the critically endangered European sturgeon. Biol. Cons.
- Linevsky A.M.** 1939. "Petroglyphs of Karelia" (O.T.) Petroglify Kaerlii. Kargosizdat: Petrozavodsk (In Russian).
- Ludwig A., Debus L., Lieckfeldt D., Wirgin I., Benecke N., Jennecks I., Williot P., Waldman J., Pitra C.** 2002. When the American sea sturgeon swam east. Nature 419: 447-448.
- Ludwig A., Arndt U., Lippold S., Benecke N., Debus L., King T.L., Matsumura S.** 2008. Tracing the first steps of American sturgeon pioneers in Europe. BMC Evolutionary Biology 8:221 doi:10.1186/1471-2148-8-221.
- Ludwig A., Williot P., Kirschbaum F., Lieckfeldt D.** 2004. Genetic variability of the Gironde sturgeon population. BfN-Skripten 101: 54-72.
- Luzanskaya D.I.** 1940. "Fisheries in Neva River" O.T. Rybolovstvo na r. Neve. Izv. VNIORKh XXIII: 77-95. (In Russian).
- Magnin E.** 1963. Etude morphometrique comparee de l' *Acipenser oxyrinchus* Mitchell du Saint-Laurent et l' *Acipenser sturio* Linne de la Gironde. Le Naturaliste Canadien 40: 5-38. (In French).
- Magnin E.** 1964. Validite d' une distinction specifique entre les deux Acipenserides: *Acipenser sturio* L. d' Europe et *Acipenser oxyrinchus* d' Amerique du Nord. Le Naturaliste Canadien 41: 5-20. (In French).
- Makowiecki D.** 2008. Sturgeon fishing on Polish lowland during Holocene. In: Béarez, P.; Grouard, S. & Clavel, B. (eds.): *Archéologie du Poisson. 30 Ans d'Archéo-Ichthyologie au CNRS. Hommage aux travaux de Jean Desse et Natalie Desse-Berset. XXVIIIe Rencontres Internationales d'Archéologie et d'Histoire d'Antibes*, Éditions APDCA, Antibes: 327-339.
- Mamcarz A.** 2000. Decline of the Atlantic sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 in Poland: An outline of problems and prospects. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16: 191-202.
- Miettinen A., Sarmaja-Korjonen K., Sonninen E., Junger H., Lempiäinen T., Vlikoski K., Makiaho J.-P., Carpelan C., Jungner H.** 2008. The palaeoenvironment of the Antrea Net Find. Iskos (Journal of the Finnish Antiquarian Society) 16: 71-87.
- Nezhikhovskiy R.A.** 1981. "Neva River and Neva Bay" OT: Reka Neva i Nevskaya guba. Gidrometeoizdat: Leningrad (In Russian). Нежиковский Р. А. Река Нева и Невская губа Ленинград Гидрометеоиздат 1981).
- Niklitschek E.J., Secor D.H.** 2005. Modeling spatial and temporal variation of suitable nursery habitats for Atlantic sturgeon in the Chesapeake Bay. Estuarine and Coastal Shelf Science 64: 135-148.
- Niklitschek E., Secor D.H.** 2009a. Dissolved oxygen, temperature and salinity effects on the ecophysiology and survival of juvenile Atlantic Sturgeon in estuarine waters: I. Laboratory results. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 381, S150-S160.
- Niklitschek E., Secor D.H.** 2009b. Dissolved oxygen, temperature and salinity effects on the ecophysiology and survival of juvenile Atlantic Sturgeon in estuarine waters: II. Model development and testing. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 381, S161-S172.
- Nikulina E.A., Schmöcke U.** 2016. Reconstruction of the historical distribution of sturgeons (Acipenseridae) in the eastern North Atlantic based on ancient DNA and bone morphology of archaeological remains: implications for conservation and restoration programs. Diversity and Distributions (Diversity Distrib.) 2016: 1-9.
- Ninua N.S.** 1976. Atlantic sturgeon of the Rioni River. Metsniereba, Tbilisi. (In Georgian).
- Nowicki M.** 1879. Our fishes, their local names, distribution in waters, season and site of spawning. W. Kornecki, Kraków.
- Nowicki M.** 1889. On the fish of the river basins of the Vistula, Styr, Dniester, and Prut rivers in Galicia. Fr. Kulczyki i Sp., Kraków, 54 p. (in Polish).
- Novosiolov A.P.** 2004. "Sterlet of the Severnaya Dvina basin". (OT) Sterliad basseina reki Severnaya Dvina. In Sostoyaniye populiazysterliadi v vodoyomakh Rossii i puti ikh stabilizatsii. FA po rybolovstvu: Moscow. 160-173. (In Russian).
- Oakley N.C., Hightower J.E.** 2003. Status of shortnose sturgeon in the Neuse River, North Carolina. AFS Book of Abstracts 228-229.
- Ong T.L., Stabile J., Wirgin I., Waldman J.R.** 1996. Genetic divergence between *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* and *A. o. desotoi* as assessed by mitochondrial DNA sequencing analysis. Copeia 1996(2): 464-469.
- PAN-EUROPEAN ACTION PLAN FOR STURGEONS.** 2018. Prepared by the World Sturgeon Conservation Society and WWF. CONVENTION ON THE CONSERVATION OF EUROPEAN WILDLIFE AND NATURAL HABITATS Standing Committee, 38th meeting Strasbourg, 27-30 November 2018
- Panagiotopoulou H., Baca M., Popovic D., Weglenski P., Stankovic A.** 2014. A PCR-RFLP based test for distinguishing European and Atlantic sturgeons. *Journal of Applied Ichthyology*, 30(1), 14-17.
- Podushka S.B.** 1999. "Capture of the Atlantic sturgeon *Acipenser sturio* in the Ladoga Lake" (O.T.) Poimka atlanticheskogo osetra *Acipenser sturio* v Ladozhskomozere. Nauchno-technichesky bulletin laboratorii ikhtyologii INENKO 1: 5-10 (In Russian)
- Popov I.** 2014. New Fish Species in the Russian Part of the Gulf of Finland and Inland Water Bodies of St. Petersburg and Leningrad Oblast. Russian journal of biological invasions 5,2: 90-98.
- Popov I.** 2015. Impact of deforestation on pearl mussel habitats in the Russian section of the Baltic Sea basin. *Limnologica* 50: 84-91.
- Popov I.** 2017. Habitats for the Atlantic sturgeons in Russia. *Aquatic Conservation*. 27: 717-730.
- Popović D.** Panagiotopoulou H, Baca M, Stefaniak K, Mackiewicz P, Makowiecki D, Stankovic A. 2014. The history of sturgeon in the Baltic Sea. *Journal of Biogeography*, 41(8), 1590-1602.
- Pravdin I.F.** 1948. "Sturgeons in Ladoga and Onega Lakes" (O.T.) Osetroviye ryby v Ladozhskom i Onezhskom ozerakh. Izv. Karelofinskoj nauchnj-issledovatel'skoy basy An SSSR 4: 73-79. (In Russian)
- Przybył A.** 1976. Historic distribution of common sturgeon *Acipenser sturio* in the Warta River. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 32: 5-12 (in Polish).
- Purvina A., Medne R.** 2018. Sturgeon Rivers in Latvia. Archives of Polish Fisheries. In press.
- Rosenthal H., Bronzi P., Gessner J., Moreau D., Rochard E. (eds).** 2008. Action Plan for the conservation and restoration of the European sturgeon (*Acipenser sturio*). Council of Europe Publishing Nature and environment, No. 152: 1-125.
- Seligo A.** 1907. Störzucht in der Weichsel [Sturgeon culture in the Weichsel River]. *Mitteilungen des Westpreußischen Fischereivereins* 19, 125.
- Skóra M.E., Bogacka-Kapusta E., Morzuch J., Kulikowski M., Rolbiecki L., Kozłowski K., Kapusta A.** 2018. Exotic sturgeons in the Vistula Lagoon in 2011, their occurrence, diet and parasites, with notes on the fishery background. *J. Appl. Ichthyol.* 34 (1): 33-38.
- Sloka J.** 1979. Zivis senajās X–XIV gs. apmetnēs Daugavas krastos (In Latvian: Fish in the ancient settlements near the Daugava river in X–XIV centuries). *Latvijas PSR Zinātņu Akadēmijas Vēstis* 9: 51-67.
- Sloka J.** 2000. Fish bone findings in the Cesis Medieval Castle (13th – 18th centuries) (O.T.) Zivju kaulu atradumi senajā Cēsu mūra pilī (13.-18. gs). *Latvijas vēstures institūta žurnāls* 1: 126 -130. (In Latvian.)
- Smith J.A., Flowers H.J., Hightower J.E.** 2015. Fall Spawning of Atlantic Sturgeon in the Roanoke River, North Carolina. *Trans. Am. Fish. Soc.* 144(1): 48-54.
- Smith T.I.J.** 1985. The fishery, biology, and management of Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*, in North America. *Environmental Biology of Fishes* 14(1): 61-72.
- St. Pierre R.A.** 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 Management Board, United States Fish and Wildlife Service, 1-76.



- Stabile J., Waldman J.R., Parauka F., Wirgin I.** 1996. Stock structure and homing fidelity of Gulf sturgeon (*Acipenser oxyrinchus desotoi*) based on RFLP and sequence analysis of mitochondrial DNA. *Genetics* 144: 767-775.
- Staff F.** 1950. *Freshwater fishes of Poland and the neighbouring countries*. Trzaska, Evert & Michalski, Warszawa, 286 pp.
- Tikhy M.I.** 1923. "Acipenser from excavations of Staraya Ladoga". O.T. *Acipenser iz staroladozhskikh raskopok*. Trudy pervogo Vserossiiskogo siezda zoologov, anatomov i gistologov. Izd. Rossiiskogo gidrologicheskogo institute Petrograd; 35-36. (in Russian).
- Titov S., Sendek D., Schurov I.** 2008. Land-locked Salmon in the Ladoga and Onego basins. *Baltic Fund for Nature*, Saint Petersburg, 32pp.
- Van Eenennaam J.P., Doroshov S.I., Moberg G.P., Watson J.G., Moore D.S., Linares J.** 1996. Reproductive conditions of the Atlantic Sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) in the Hudson River. *Estuaries* 19, 769-777.
- Waldman J.R., Hart J.T., Wirgin I.** 1996a. Stock composition of the New York bight Atlantic sturgeon fishery based on analysis of mitochondrial DNA. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 364-371.
- Waldman J.R., Nolan K., Hart J.T., Wirgin I.** 1996b. Genetic differentiation of three key anadromous fish populations of the Hudson River. *Estuaries* 19: 759-768.
- Waldman J.R., Grunwald C., Stabile J., Wirgin I.** 2002. Impacts of life history and biogeography on the genetic stock structure of Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*, Gulf sturgeon *A. oxyrinchus desotoi*, and shortnose sturgeon *A. brevirostrum*. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 509-518.
- Wałęcki A.** 1864. *Materials for the ichthyological fauna of Poland. II A systematic review of Polish fish*. Drukarnia Gazety Polskiej. Warszawa, Poland. 115 p. (In Polish).
- Williot P., Rochard E., Castelnaud G., Rouault T., Brun R., Lepage M., Elie P.** 1997. Biological characteristics of European Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, as the basis for a restoration program in France. *Environmental Biology of Fishes* 48: 359-370.
- Wirgin I., Waldman J.R., Rosko J., Gross R., Collins M.R., Rogers S.G., Stabile J.** 2000. Genetic structure of Atlantic sturgeon populations based on mitochondrial DNA control sequences. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 476-486.
- Wiśniewolski W., Engel J.** 2006. Restoring migratory fish and connectivity of rivers in Poland. *Wyd. IRS, Olsztyn*, 82 p.
- Wuertz S., Reiser S., Gessner J., Kirschbaum F.** 2011. Morphological Distinction between juvenile stages of the European sturgeon *Acipenser sturio* and the Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus*. Pp: 53-64. In: Williot, P., Rochard, E., Dese-Berset, N., Kirschbaum, F., Gessner, J. *Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L.* 1758 Springer, Heidelberg, Dordrecht, London, 663p.
- Yegelsky E.I., Stepanova R.N.** 1972. "Some data on results of releases of sturgeon juveniles in the Gulf of Finland and Ladoga Lake". (O.T.) *Nekotoriye dannie of resultatakh vseleniya molodi osetrovikh v Finskiy zaliv i Ladozhskoye ozero*. In *Trudy TsNIORKHa. Osetroviye I ikh vosproizvodstvo*. Pishhevaya promishlennost: Moscow; 180-189. (In Russian)
- Zograf N.Yu., Kavraysky F.F.** 1889. "Lists and descriptions of collections of fishes of museum". (O.T.) *Spiski i opisaniya kollektsey ryb muzeya*. Universitetskaya typografia: (In Russian)

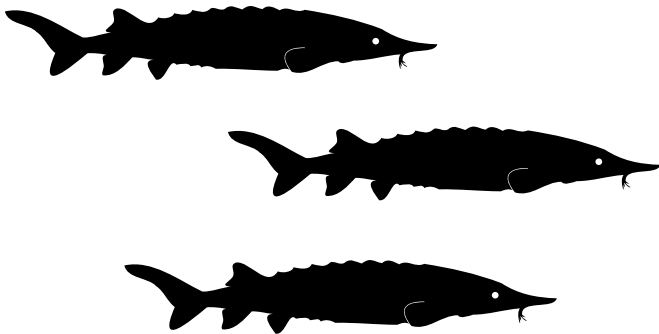


A. oxyrinchus w wieku 10 dni po wykluciu (© C.-M. Kamerich)



Załącznik 1:

Tabela zawierająca przegląd celów, działań, priorytetów i harmonogramu w zakresie działań ochronnych





Kategoria 1: Ochrona *Ex situ*

Cel 1: Aktywne wsparcie historycznej struktury populacji aby zainicjować pozytywny trend w populacji				
Działanie	Środek	Priorytet	Skala czasowa	Organizacje odpowiedzialne
Działanie 1: Rozwój <i>Ex situ</i> stada tarłowego <i>Acipenser oxyrinchus</i>	1.1. Ustanowienie i rozszerzenie regionalnych programów <i>ex situ</i> , zgodnych z wytycznymi w zakresie dobrych praktyk w hodowli (IUCN 2013, FAO 570)	Wysoki	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze i agencje rządowe
	1.2. Scharakteryzowanie kodu genetycznego wszystkich osobników stada tarłowego, porównanie z kodem genetycznym dzikiego stada dawców, wdrożenie genetycznego planu hodowli w celu utrzymania genetycznego zróżnicowania, oraz zwiększenie go poprzez import nowych osobników reprezentujących min. 60 % zróżnicowania genetycznego stada dawców.	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze, krajowe (IGB, Uniwersytet Warszawski), narodowe agencje ochrony środowiska, administracja rybacka
	1.3. Poprawa metody hodowli stada tarłowego w celu zoptymalizowania przeżywalności	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze (LFA, IGB, IRS, FSMA, BIOR)
	1.4. Poprawa wzrostu i zapobieganie chorobom specyficznym dla ryb trzymanyh w hodowli	Wysoki	Długo-terminowe	Instytuty badawcze (LFA, IGB, IRS, FSMA, BIOR)
	1.5. Wdrożenie właściwych systemów zarządzania ryzykiem w celu zabezpieczenia hodowli	Średni	W toku	Instytuty badawcze (LFA, IGB, IRS, FSMA, BIOR) z państwowymi agencjami
	1.6. Ustanowienie zrównoważonego zarządzania zdrowiem ryb w hodowli	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze (LFA, IGB, IRS, FSMA, BIOR) z państwowymi agencjami
Działanie 2: Kontrolowana reprodukcja i odchów w celu uzyskania największej sprawności	2.1. Opracowanie praktyk hodowli tarłaków, które promują dobór reproduktorów	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze (LFA, IGB, IRS, FSMA, BIOR) i agencje rządowe
	2.2. Zatwierdzenie technik zapłodnienia i inkubacji tak aby spełnić biologiczne wymogi gatunku, oddające warunki zbliżone do naturalnych	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze (LFA, IGB, IRS)
	2.3. Rozwój metod oceny jakości gamet w celu zapewnienia optymalnej kontroli procesu dojrzewania	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze (LFA, IGB, IRS, BIOR)
	2.4. Wdrożenie najnowocześniejszego podejścia hodowli larw podczas fazy woreczka żółtkowego w celu opracowania metodologii najlepszych praktyk, biorąc pod uwagę specyfikę behawioru gatunku	Wysoki	W toku	Ośrodki hodowli i instytuty badawcze
	2.5. Zapewnienie warunków chowu młodym osobnikom na wczesnym etapie rozwoju, aby umożliwić właściwy rozwój i zmaksymalizować plastyczność behawioralną i sprawność ryb, czyniąc je podatnymi do przetrwania na wolności poprzez zapewnienie wystarczającej przestrzeni do pływania, rozpoznawania drapieżników i potencjału adaptacyjnego oraz wdrukowania homingu	Wysoki	Bieżące	Ośrodki hodowli i instytuty badawcze
	2.6. Ustanowienie kryteriów oceny jakości ryb przeznaczonych do wypuszczenia i zapewnienie ich zastosowania	Wysoki	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze
	2.7. Ustanowienie systemu zarządzania zdrowiem ryb w celu zapewnienia ich dobrostanu w konkurencyjnym środowisku	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze
	2.8. Wdrożenie właściwego systemu zarządzania ryzykiem w celu zabezpieczenia inkubacji ikry i wzrostu młodych oraz zapobieżenia stratom na skutek awarii technicznej albo błędu ludzkiego	Wysoki	Bieżące	Ośrodki hodowli i instytuty badawcze



Działanie 3: Wypuszczenie A. oxyrinchus w celu odbudowy populacji	3.1. Wybór właściwego dorzecza i niezbędnego siedliska właściwego do zarybień	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami
	3.2. Przygotowanie planów zarządzania (w tym wyznaczenie zakresu obowiązków, np. odpowiedzialne jednostki, monitorowanie, nadzór nad powodzeniem zarybień) w celu ponownego zasiedlenia wybranych rzek	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami
	3.3. Rozwój i wdrożenie technik znakowania oraz ustanowienie programów monitoring w celu określenia powodzenia programu zarybień	Średni	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze oraz agencje zarządzające rybołówstwem
	3.4. Ustanowienie wytycznych w zakresie najlepszych praktyk dotyczących transportu, manipulacji, czasu wypuszczenia, praktyk dotyczących wypuszczenia w zakresie docelowych zagęszczeń ryb i siedlisk w których należy realizować zarybienia	Wysoki	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze
	3.5. Ustalenie optymalnego przedziału czasu i rozmiaru, tzw. okna uwalniania młodocianych osobników, zapewniającego najlepsze przeżycie i możliwości powrotu, w oparciu o wyniki monitorowania	Średni	Długo-terminowe	Instytuty badawcze

Kategoria 2: Ochrona *in situ*

Cel 2: Ochrona populacji podlegającej restytucji przed przypadkowymi i intencjonalnymi połowami				
Działanie	Środek	Priorytet	Skala czasowa	Organizacje odpowiedzialne
Działanie 4: Istotne ograniczenie śmiertelności w wyniku przyłowu	4.1. Ocena oddziaływania rybołówstwa na restytucję populacji jesiotra	Wysoki	Bieżące	Administracja rybacka, Instytuty badawcze
	4.2. Wzrost świadomości w zakresie programu restytucji jesiotra i skutecznego dostosowania rybołówstwa	Wysoki	Natychmiastowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze
	4.3. Intensywne zaangażowanie i szkolenie dla profesjonalnych i rekreacyjnych rybaków w celu istotnego ograniczenia śmiertelności jesiotrów na skutek przypadkowych połowów	Wysoki	Natychmiastowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze
	4.4. Wzmocnienie współpracy z rybakami i inspektorami rybołówstwa w celu zwiększenia świadomości w zakresie statusu ochronnego bałtyckich jesiotrów	Wysoki	Natychmiastowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze
	4.5. Przeprowadzenie warsztatów informacyjnych w celu poprawy świadomości i przestrzegania ochrony jesiotra poprzez kluczowych interesariuszy, oraz zmiany ich norm i przekonań	Wysoki	Krótko-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze, NGO
	4.6. Rozwój systemu zachęt w celu promocji zarybień i dokładnego raportowania przyłowu	Wysoki	Krótko-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze, NGO
	4.7. Monitorowanie przypadkowego połowu <i>A. oxyrinchus</i> i śmiertelności w wyniku przyłowu w celu właściwej identyfikacji zagrożeń i wykorzystania danych do oceny populacji i zasięgu występowania	Wysoki	Krótko-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze, NGO
	4.8. Rozwój i wdrożenie selektywnych technik połowu oraz wyłączenie nie selektywnych, wyraźnie szkodliwych technik połowu w kluczowych siedliskach <i>A. oxyrinchus</i> (siedliska dla odbycia tarła, obszary skupiania się i wzrostu młodocianych osobników)	Wysoki	Średnio-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze
	4.9. Określanie i łagodzenie społeczno-ekonomicznych skutków ochrony	Wysoki	Średnio-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze



Działanie 5: Monitorowanie wielkości i struktury populacji w celu ułatwienia szybkiego i ciągłego wykrywania niekorzystnych zjawisk	5.1. Opracowanie kompleksowego planu monitoringu po wypuszczeniu	Wysoki	Krótko-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze, NGO
	5.2. Zintegrowanie monitoringu z próbami w zakresie hodowli aby móc zweryfikować skutki zmian w praktyce hodowlanej	Wysoki	Średnio-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze, NGO
	5.3. Alokacja wystarczających środków aby usprawnić zbiór danych wysokiej jakości w celu wprowadzenia zarządzania adaptacyjnego	Wysoki	Krótko-terminowe	Administracja rybacka, agencje działające w zakresie ochrony środowiska, fundacje, ICES, WGDAM
	5.4. Wdrożenie wspólnego podejścia do badań telemetrycznych z krajami sąsiednimi, aby umożliwić badanie migracji poza zasięgiem jednego kraju	Średni	Długo-terminowe	Administracja Rybacka, zarządzający dorzeczami, Instytuty badawcze, NGO
	5.5. Ustanowienie wspólnych wytycznych w zakresie znakowania w celu właściwej identyfikacji i przypisania przypadkowych połowów	Wysoki	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze
	5.6. Zharmonizowanie podejść do monitorowania w krajach występowania, aby umożliwić porównanie wyników zarybień i ułatwić identyfikację błędów dzięki metodologii porównawczej	Wysoki	Krótko-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze, NGO
	5.7. Identyfikacja lokalizacji i zakresu strat na skutek poboru wody	Średni	Średnio-terminowe	Zarządzający dorzeczami, przedsiębiorstwa energetyczne, instytuty badawcze, NGO
	5.8. Wdrożenie działań mających na celu ominięcie urzędów do poboru wody	Średni	Długo-terminowe	Administracja, przedsiębiorstwa energetyczne
Działanie 6: Eliminacja nielegalnego handlu wszystkimi produktami z jesiotra	6.1. Przeprowadzenie badań w celu określenia grup docelowych interesariuszy w odniesieniu do których należy przeprowadzić kampanię informacyjną	Wysoki	Średnio-terminowe	Administracja rybacka, Instytuty badawcze
	6.2. Ustanowienie urzędów diagnostycznych w celu rozróżnienia gatunków oraz pochodzenia kawioru i produktów z jesiotra w przetwórstwie i w handlu	Wysoki	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze, Agencje egzekwujące CITES,
	6.3. Wdrożenie skoordynowanego podejścia do kontroli i konfiskaty nielegalnych produktów przez odpowiednie organy i organy ścigania na szczeblu krajowym	Wysoki	Średnio-terminowe	Klienci, Agencje egzekwujące CITES, Inspektoraty weterynaryjne, inspekcja rybacka
	6.4. Ocena postawy i nastawienia interesariuszy w badaniu naukowym	Wysoki	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze
	6.5. Opracowywanie ukierunkowanych kampanii komunikacyjnych, które są testowane, udoskonalane i wdrażane	Wysoki	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze, NGO
	6.6. Drastycznie zaostreżenie egzekwowania i dostosowania kar do poziomu odzwierciedlającego wartość ryb w oparciu o program ochrony, a nie cenę mięsa	Wysoki	Średnio-terminowe	Prawodawca i organy ścigania



Cel 3: Ochrona i odbudowa, gdy to konieczne, krytycznych siedlisk jesiotrów				
Działanie	Środek	Priorytet	Skala czasowa	Organizacje odpowiedzialne
Działanie 7: Identyfikacja siedlisk i środki oceny	7.1. Określanie i ocena kluczowych siedlisk jesiotra, ich jakości i dostępności oraz negatywnych oddziaływań – wykorzystanie danych zebranych w ramach działań 5.3-5.6	Średni	Bieżące	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami
	7.2. Ocena wykorzystania siedliska i wynikające z oceny deficyty siedlisk dla różnych etapów życia jesiotra, zobacz 5.4	Średni	Bieżące	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami
	7.3. Identyfikacja czynników wpływających na wykorzystanie siedliska i podstawowych właściwości siedliska	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze
	7.4. Określenie pojemności siedliska i potencjału dla jego poprawy	Średni	Bieżące	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami
Działanie 8: Ochrona i odbudowa istotnych siedlisk jesiotra w rzekach i estuariach	8.1. W oparciu o wyniki działania nr 7, identyfikacja obszarów kluczowych o krytycznym znaczeniu dla rozwoju populacji jak również konfliktów z potencjalnym innym wykorzystaniem tych obszarów	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami Administracja rybacka, nawigacja
	8.2. Przeprowadzenie mediacji na poziomie użytkownik – konflikt, w celu rozwoju podejścia adaptacyjnego do wykorzystania cech danego siedliska	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami Administracja rybacka, nawigacja
	8.3. Scharakteryzowanie istotnych siedlisk jak również ocena ich potencjału rozwoju	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami Administracja rybacka, nawigacja
	8.4. Wdrożenie ochrony dla siedlisk samo-utrzymujących się jak również siedlisk, których funkcje mają kluczowe znaczenie dla procesu restytucji	Średni	Długo-terminowe	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami Administracja rybacka, nawigacja
	8.5. Opracowanie koncepcji i wdrożenie środków rewitalizujących w celu zwalczania deficytów siedlisk	Średni	Długo-terminowe	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami Administracja rybacka, nawigacja
	8.6. Monitoring zrewitalizowanych i chronionych siedlisk w celu zapewnienia ich właściwej jakości i umożliwienia zarządzania adaptacyjnego	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze i zarządzający dorzeczami Administracja rybacka, nawigacja
Działanie 9: Efektywna kontrola wprowadzania gatunków alochtonicznych	9.1. Zwiększenie wymagań prawnych dotyczących ochrony ryb w obiektach hodowlanych i zapobieganie ich ucieczce	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze, Administracja rybacka i weterynaryjna
	9.2. Egzekwowanie zapobiegania ucieczkom z hodowli ryb oraz ze stawów (zwłaszcza jesiotra)	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze, Administracja rybacka i weterynaryjna
	9.3. Zapobieganie nielegalnemu i przypadkowemu wprowadzaniu gatunków obcych (w tym jesiotrów) do środowiska naturalnego poprzez zwiększanie świadomości i przestrzegania przepisów w wyniku kampanii komunikacyjnych, oraz poprzez zapewnienie alternatywnych sposobów pozbycia się niepożądanych osobników	Wysoki	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze, Administracja rybacka, stowarzyszenia hodowców akwakultury, rynek akwarystyczny NGO
	9.4. Informowanie opinii publicznej o ryzyku związanym z wprowadzaniem do środowiska gatunków ryb, zwłaszcza jesiotra	Wysoki	Krótko-terminowe	Administracja rybacka, stowarzyszenia hodowców akwakultury, rynek akwarystyczny NGO
	9.5. Stworzenie warunków do poprawy umiejętności identyfikacji gatunków egzotycznych i usuwania ich ze środowiska, zgodnie z prawem krajowym oraz, jeśli to konieczne, dostosowanie prawa krajowego do istniejących międzyrządowych i międzynarodowych kodeksów i wytycznych	Średni	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze, Administracja rybacka, stowarzyszenia hodowców akwakultury, rynek akwarystyczny NGO



Cel 4: Zapewnienie i wsparcie migracji jesiotrów we wszystkich docelowych rzekach				
Działanie	Środek	Priorytet	Skala czasowa	Organizacje odpowiedzialne
Działanie 10: Zakazanie planowania i budowy barier migracyjnych o zrzucie mniejszym niż 30% w urządzeniach łagodzących skutki przegradzeń i umożliwiających migracje w rzekach jesiotrowych	10.1. Identyfikacja rzek jesiotrowych	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze
	10.2. Ustanowienie właściwych uwarunkowań prawnych dla przyszłego rozwoju tam włączając w to minimalny przepływ na obojętności wodnym w ilości 30% całkowitego zrzutu przez cały czas	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja wodna
	10.3. Wdrożenie strategii w celu poprawy powiązań pomiędzy wszystkimi planowanymi procesami	Wysoki	Średnio-terminowe	Polityka, administracja wodna
Działanie 11: Odbudowa migracji w kluczowych rzekach przy istniejących tamach	11.1. Ustanowienie wymogów prawnych dla usprawnienia migracji	Wysoki	Bieżące	Polityka, administracja wodna
	11.2. Identyfikacja rzek jesiotrowych z istniejącymi tamami	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze
	11.3. Identyfikacja historycznych limitów migracji jesiotra	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze
	11.4. Określenie położenia przeszkód i nadanie priorytetu tamom, gdzie należy podjąć działania w celu ułatwienia migracji	Wysoki	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze, administracja rybacka, Polityka, administracja wodna
	11.5. Weryfikacja opcji dla usprawnienia migracji (trwanie koncesji, zyskowność tamy itd.)	Wysoki	Średnio-terminowe	Instytuty badawcze, administracja rybacka, Polityka, administracja wodna, wodne przedsiębiorstwa energetyczne
	11.6. Analizy SWAT w zakresie usunięcia tamy, przygotowania obojętności wodnego lub innych rozwiązań, które mogą zostać wykonane	Wysoki	Średnio-terminowe	Administracja wodna, wodne przedsiębiorstwa energetyczne
	11.7. Wdrożenie działań które umożliwią migrację w dół i w górę rzeki	Wysoki	Długo-terminowe	Administracja wodna, wodne przedsiębiorstwa energetyczne



Kategoria 3: Działania informacyjne i wstępne warunki administracyjne

Cel 5: Wzrost publicznej, administracyjnej i politycznej świadomości w zakresie ochrony jesiotrów				
Działanie	Środek	Priorytet	Skala czasowa	Organizacje odpowiedzialne
Działanie 12: Wdrożenie strategii komunikacyjnych ukierunkowanych na cel, aby zapewnić bazę wiedzy na temat odtwarzania jesiotra w państwach nadbałtyckich, zwiększyć świadomość i akceptację środków	12.1. Opracowanie strategii rozpowszechniania poza pkt. 4.3-4.8.	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze, Polityka, Administracja wodna i rybacka
	12.2. Produkcja materiałów do wdrożenia	Średni	Krótko-terminowe	NGO, Administracja wodna i rybacka
	12.3. Prowadzenie działań informacyjnych	Średni	Krótko-terminowe	NGO
	12.4. Włączenie interesariuszy w działania ochronne	Wysoki	Bieżące	Instytuty badawcze, Polityka, Administracja wodna i rybacka
	12.5. Ustanowienie okrągłego stołu w celu dyskusji z różnymi interesariuszami	Średni	Krótko-terminowe	NGO, Instytuty badawcze, Administracja wodna i rybacka
	12.6. Weryfikacja skuteczności powyższych środków w oparciu o badania naukowe	Średni	Krótko-terminowe	Instytuty badawcze
	12.7. Ustanowienie zarządzania adaptacyjnego i adaptacja strategii komunikacyjnej	Średni	Krótko-terminowe	NGO, Instytuty badawcze, Administracja wodna i rybacka
Cel 6: zapewnienie właściwych warunków wstępnych w zakresie finansowania działań i regulacji prawnych odnośnie restytucji jesiotra				
Działanie	Środek	Priorytet	Skala czasowa	Organizacje odpowiedzialne
Działanie 13: Promowanie zapewnienia odpowiednich instrumentów finansowania działań długoterminowych	13.1. Ustanowienie instytucji koordynującej wdrażanie Planu Działania ¹	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja
	13.2. Identyfikacja kosztów i kolejnych etapów wdrażania Planu Działania	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja, badania naukowe
	13.3. Wyznaczenie agencji krajowej odpowiedzialnej za finansowanie działań	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja
	13.4. Zainicjowanie istotnych zmian w polityce finansowej i priorytetów Komisji Europejskiej	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja
	13.5. Ustanowienie kryteriów / standardów jakości na podstawie odpowiednich elementów Planu Działania, w celu oceny wniosków o finansowanie	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja, badania naukowe
	13.6. Wdrożenie długookresowych, priorytetowych programów restytucji jesiotra	Wysoki	Średnio-terminowe	Polityka, administracja,
Działanie 14: Zwiększenie znaczenia prawnego ochrony jesiotra, aby zapewnić właściwe wdrożenie działań	15.1. Włączenie <i>A. oxyrinchus</i> do odpowiednich krajowych Czerwonych List gatunków	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja
	15.2. Ustanowienie priorytetów dla działań restytucyjnych zgodnie z Planem Działania, w zarządzaniu dorzeczami i strefą przybrzeżną	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja, Instytuty badawcze
	15.3. Wezwanie do uczestnictwa w krajowych okrągłych stołach w celu rozwiązania konfliktów interesariuszy	Wysoki	Krótko-terminowe	Polityka, administracja, Instytuty badawcze
	15.4. Nacisk na harmonizację odpowiednich dyrektyw i rozporządzeń UE, aby zapobiec sprzecznym celom	Wysoki	Kontynuacja	Polityka, administracja

¹ Plan Działania HELCOM.

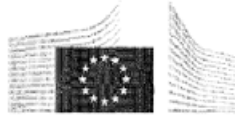


Cel 7: Monitorowanie i ocena wdrażania planu działania w celu umożliwienia zarządzania adaptacyjnego				
Działanie	Środek	Priorytet	Skala czasowa	Organizacje odpowiedzialne
Działanie 15: <i>Państwa, jednostki krajowe zajmujące się gospodarowaniem wodami w dorzeczu wyznaczają koordynatorów odpowiedzialnych za realizację Planu Działań, dla którego ustanowiono punkt kontaktowy HELCOM</i>	15.1. Określenie odpowiedzialności i zakresu zadań dla poszczególnych punktów kontaktowych, przygotowanych i uzgodnionych pomiędzy poszczególnymi podmiotami	Wysoki	Krótko-terminowe	Państwa-strony HELCOM
	15.2. Wyznaczenie punktu kontaktowego w zakresie koordynacji realizacji Planu Działania przez HELCOM	Wysoki	Krótko-terminowe	Państwa-strony HELCOM
	15.3. Nominowanie koordynatorów krajowych przez władze krajowe	Wysoki	Krótko-terminowe	Państwa-strony HELCOM
	15.4. Nominowanie punktu kontaktowego przez jednostki zaangażowane w zarządzanie zlewniami	Wysoki	Krótko-terminowe	Państwa-strony HELCOM
	15.5. Ustanowienie harmonogramu realizacji Planu Działania i raportowania	Wysoki	Krótko-terminowe	HELCOM, państwa-strony
Działanie 16: <i>Ocena wdrożenia niniejszego Planu Działania na poziomie HELCOM</i>	16.1. Uzgodnienie programów wdrażania Planu Działania HELCOM ws. restytucji jesiotra, na poziomie kraju bądź zlewni	Wysoki	Średnio-terminowe	HELCOM, państwa-strony
	16.2. Przekazywanie raportów krajowych z zakresu postępu we wdrażaniu Planu Działania w oparciu o zharmonizowane kwestionariusze	Wysoki	W toku	HELCOM, państwa-strony
	16.3. Prezentacja oceny naukowej w zakresie postępu we wdrażaniu Planu Działania po trzech latach od momentu jego wejścia w życie	Średni	Średnio-terminowe	HELCOM, państwa-strony, naukowcy
	16.4. Przygotowanie naukowej i administracyjnej oceny w zakresie postępu prac we wdrażaniu Planu Działania po sześciu latach od jego wejścia w życie	Średni	Średnio-terminowe	HELCOM, państwa-strony, naukowcy
	16.5. Składanie raportu w zakresie statusu Planu Działania przed końcem jego obowiązywania (10 lat). Po 9 latach od przyjęcia Planu weryfikacja jego realizacji	Średni	Długo-terminowe	HELCOM, państwa-strony, naukowcy
	16.6. W oparciu o osiągnięte cele i słabe strony, przegląd Planu Działania, a następnie negocjacje i prezentacja celem przyjęcia	Średni	Długo-terminowe	HELCOM, państwa-strony, naukowcy



Załącznik 2:

Status *A. oxyrinchus* według Dyrekcji Generalnej ds. Środowiska Komisji Europejskiej



EUROPEAN COMMISSION

DIRECTORATE-GENERAL
ENVIRONMENT
Directorate B – Natural Capital

ENV.B.3 - Nature

Directorate E – Global and Regional Challenges, Life

ENV.E.3 – Life-Nature

Brussels, **07 AVR. 2014**
FV/fl Ares (2014) 1080816

Dr Jörn Gessner
IGB, Dep 4, Biology and Ecology
of Fishes
Location MSD 310, room 209
Müggelseedamm 310
D - 12587 Berlin
Phone : +49 (0)30 64181 626
Fax : +49 (0)30 64181 626
E-Mail : sturgeon@igb-berlin.de

Dear Mr Gessner,

On the basis of your request of 24 January 2014, to clarify the status of the Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) under the EU Habitats Directive (Directive 92/43/EEC), we have consulted the Members of the Habitats Committee on 5 March 2014.

Following the outcome of that consultation, I am pleased to inform you that we will consider Baltic populations of *Acipenser oxyrinchus* as populations belonging to a priority species under Annex II of the Habitats Directive. This is based on the understanding that these populations were considered belonging to the European sturgeon (*Acipenser sturio*) at the time this Directive entered into force.

Yours sincerely,

Stefan Leiner
Head of Unit

Angelo Salsi
Head of Unit



MINISTERSTWO
ROLNICTWA
I ROZWOJU WSI



Wydanie polskie:

Fundacja WWF Polska, ul. Usypiskowa 11, 02-386 Warszawa, tel.: +48 22 660 44 33

ISBN: 978-83-60757-79-6
978-83-60757-85-7 (online)

Skład: Agencja Wydawnicza Ekopress

Tekst: © 2021 Fundacja WWF Polska

Wszelkie prawa zastrzeżone.

Fundacja WWF Polska wyraża zgodę na udostępnianie niniejszej publikacji dla celów niekomercyjnych. Kopiowanie całości lub części raportu, w tym zdjęć, poza dozwolonym użyciem, wymaga pisemnej zgody Fundacji WWF Polska. W każdym przypadku prosimy o podanie źródła i wydawcy.

