

1355 Wydra

Lutra lutra (Linnaeus, 1758)



Fot. 1. Wydra *Lutra lutra* (fot. R. i M. Kosińscy).

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: drapieżne CARNIVORA

Rodzina: łasicowate MUSTELIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona częściowa

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Polska czerwona księga zwierząt. Kęgowce – nie uwzględniona

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – nie uwzględniona

Czerwona lista dla Karpat – VU (w Polsce VU)

3. Opis gatunku

Wydra jest jednym z największych krajowych przedstawicieli łasicowatych, długość jej ciała wynosi 60–70 cm, a ogona 35–40 cm. Charakteryzuje się silnie wydłużonym, smukłym ciałem i dość krótkimi kończynami (Fot. 1). Długi, owalny i masywny ogon, zwężający się ku końcowi pełni funkcję napędu i jednocześnie steru w wodzie. Krótki i silnie umięśniony odcinek szyjny jest słabo zaznaczony. Masywny szkielet wydry i silne umięśnienie karku, łap i ogona umożliwiają dużą sprawność w wodzie i na lądzie. W wodzie wydra wykorzystuje łapy i ogon jako siłę napędową. Podczas biegania i poruszania się skokami charakterystycznie wygina ciało. Ubarwienie wydry zmienia się od jasnobrunatnego do ciemnobrunatnego, przy czym podgardle jest zazwyczaj jaśniejsze, srebrzystobiałe, a brzuszna część ciała srebrzysta. U dorosłych osobników brzezi warg, podbródek i końcówki uszu zwykle są białe lub kremowe. Znane są również różne formy nietypowego ubarwienia, od osobników całkowicie białych po niemal czarne.

4. Biologia gatunku

Wydry zajmują zazwyczaj liniowe terytoria, położone wzdłuż cieków wodnych, jezior i wybrzeży morskich. Ich wielkość waha się od kilku do kilkunastu kilometrów i jest zależna od obfitości pokarmu, dostępności schronień i stopnia naturalności zajmowanego siedliska. Terytoria wydr są intensywnie znakowane odchodami i wydzieliną gruczołów zapachowych (Fot. 2), co minimalizuje bezpośrednie konflikty między osobnikami. Nie stwierdzono u wydr terytoriów grupowych.

Jedne z pierwszych badań telemetrycznych, prowadzonych w Szkocji, wykazały że długość terytoriów wynosi zwykle 16–39 km. Średnie rozmiary terytoriów samców w Szkocji wynosiły 38,8 km, podczas gdy w przypadku samic zaledwie 18,7 km (Green i in. 1984,



Fot. 2. Odchody wydry (fot. J. Romanowski).

Durbin 1998, Kruuk i in. 1993). Różnice dotyczyły nie tylko rozmiarów terytoriów, ale i charakteru siedlisk zajmowanych przez osobniki w zależności od płci i wieku. Dorosłe samce zajmowały zazwyczaj główne dopływy rzek, natomiast samice i młodociane samce zasiedlały mniejsze ciek wodne, jeziora i tereny bagienne. W przypadku siedlisk nieliniowych (nie biegnących wzdłuż cieków wodnych), takich jak jeziora i morskie wybrzeża czy stawy hodowlane, gdzie spotykamy większą obfitość pokarmu na mniejszej powierzchni, terytoria mogą mieć zaledwie 2,5 km². W tym przypadku terytoria zarówno samców, jak i samic mogą się pokrywać w jeszcze większym stopniu.

Samce wydry zajmują zdecydowanie większe terytoria niż samice. Przeciętnie w obrębie ich terytoriów zlokalizowane są 2 lub 3 (czasem więcej) terytoria samic. Badania prowadzone w Szwecji opisują wyraźne pokrywanie się części granicznych terytoriów, sąsiadujących ze sobą samców, podczas gdy terytoria samic nie nachodziły na siebie (Erlinge 1968, Sjöasen 1997). Odcinki, na których terytoria samców się pokrywały, były zdecydowanie częściej znakowane i penetrowane, choć przypadki bezpośrednich starć były obserwowane stosunkowo rzadko. Zazwyczaj w obrębie arealu osobniczego wydry zlokalizowanych jest wiele schronień wykorzystywanych okresowo. Są to prowizoryczne schronienia naziemne, zlokalizowane w miejscach, które zapewniają im spokojny i bezpieczny wypoczynek (np. trzcinowiska, nadbrzeżne zakrzaczenia, szczeliny pod korzeniami drzew lub szczeliny skalne). Schronienia wydry są zlokalizowane w sąsiedztwie głównych cieków i zbiorników wodnych (zazwyczaj w 50–100 m strefie przybrzeżnej). Wydry rzadko kopią samodzielnie nory. Zwykle wykorzystują nory innych zwierząt (piżmaków czy lisów). Typowe nory wydry, pełniące funkcję dziennych kryjówek mają prostą budowę (korytarz prowadzący do komory). Badania przeprowadzone na Słowacji wykazały, że schronienia podziemne stanowiły zaledwie 35% wszystkich kryjówek, spośród których zaledwie 30% miało wejście zlokalizowane pod wodą (Urban 2000). Najczęstszymi naziemnymi schronieniami były kępy traw, bylin, trzcinowiska i zakrzaczenia, z których prawie połowa znajdowała się w pasie 5 m od wody.

Wydry w odróżnieniu od wielu innych łasicowatych, w sprzyjających warunkach mogą rozmnażać się przez cały rok, więc trudno mówić o występowaniu u nich pory godowej. Głównym czynnikiem warunkującym przystąpienie do godów są warunki środowiskowe i obecność odpowiedniej obfitości pokarmu. W regionach, gdzie dostępność pokarmu zmienia się wyraźnie w ciągu roku (np. w górach bądź części arealu geograficznego leżącego w chłodniejszej strefie klimatycznej) obserwowana jest sezonowość rozrodu u tego drapieżnika. W Polsce nie odnotowano u wydry wyraźnie zaznaczonego okresu rozrodczego. Schronienia, w których przychodzą na świat młode wydry znajdują się zwykle w miejscach trudno dostępnych, często w znacznym oddaleniu od głównych cieków wodnych. Są one wyjątkowo trudne do zlokalizowania w terenie, bowiem samica dba, aby były dobrze zamaskowane i praktycznie nie znakuje ich sąsiedztwa (latryny znajdują się wewnątrz w korytarzu odchodzącym od głównej nory) (Durbin 1996), aby ograniczyć wykrycie przez potencjalne drapieżniki czy też osobniki własnego gatunku. Część trwalszych nor rozrodczych może być wykorzystywana przez wydrę sukcesywnie przez wiele lat. Kilka pierwszych tygodni młode spędzają pod opieką matki w norze bądź innym schronieniu (np. specjalnych gniazdach z trzin budowanych wśród rozległych trzcinowisk). Po około dwóch miesiącach od narodzin młode są przenoszone do nowego schronienia i od tego czasu, co kilka dni (średnio co 2 dni) samica zmienia kryjówkę, przenosząc za każdym razem młode (Durbin 1996).

Podstawą pokarmu wydry, jako gatunku prowadzącego ziemno-wodny tryb życia są organizmy wodne i występujące w bezpośrednim sąsiedztwie środowisk wodnych. Liczne opracowania dotyczące diety wyraźnie podkreślają, że ryby stanowią podstawowe źródło pokarmu tego drapieżnika. Jednak zarówno udział procentowy, jak i skład gatunkowy ryb w pokarmie zmienia się w zależności od siedliska, obfitości ryb na zasiedlanym terenie i dostępności innych grup pokarmu. Analiza pokarmu w różnych regionach Palearktyki wykazała wyraźną zależność składu pokarmu wydry i częstotliwości występowania poszczególnych grup pokarmu w jej diecie w zależności od siedliska (Brzeziński i in. 1996, Jędrzejewska i in. 2001). Oprócz ryb często ofiarą wydry padają raki i inne większe skorupiaki (np. krawy) i płazy (głównie żaby), uważane za pokarm alternatywny. Ich udział w pokarmie wydry w znacznym stopniu jest zależny od dostępności ryb w danym środowisku. Wydry chwytają zazwyczaj gatunki najłatwiej dostępne w danym środowisku czy w określonej porze roku. Dotyczy to zarówno ryb, jak i innych grup zwierząt. Niemniej w niektórych przypadkach wykazywano wyraźne preferencje pokarmowe gatunku.

5. Wymagania siedliskowe

Jako optymalne środowiska bytowania wydr wymienia się zwykle jeziora o naturalnej linii brzegowej, z zadrzewionymi lub zarośniętymi trzcinami brzegami, a także duże i średnie rzeki o nieuregulowanych brzegach (Fot. 3), przynajmniej częściowo zadrzewionych lub zakrzewionych. Badania w środkowej i wschodniej Polsce pokazały, że wydry stosunkowo częściej spotykane były na odcinkach rzek o nieuregulowanym korycie, szerokości większej od 3 m, czystej wodzie i zadrzewionych lub zakrzewionych brzegach (w porównaniu do uregulowanych rzek o szerokości mniejszej od 3 m, zanieczyszczonej wodzie i otwartych brzegach) (Romanowski 2000). Dodatkowy, dodatni wpływ na częstotliwość spotykania wydry miało

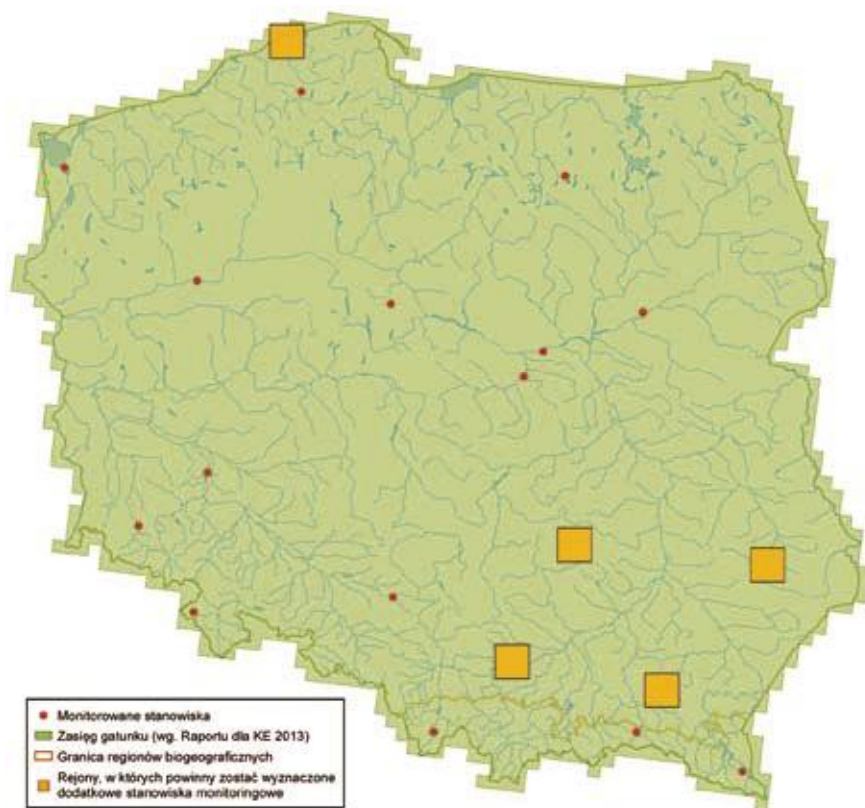


Fot. 3. Duża nizinna rzeka – optymalne siedlisko wydry (fot. J. Romanowski).

sąsiedztwo lasów w pobliżu badanych stanowisk. Tak duże znaczenie obecności zadrzewień (zarówno na samym brzegu cieków wodnych, jak i w jego sąsiedztwie) dla obecności wydry wskazuje na ich wieloraką rolę: zapewnianie schronienia, a także związek z mniejszym zanieczyszczeniem wody i większą liczebnością i biomasą ryb. Za jeden z podstawowych czynników, warunkujących obecność gatunku i zagęszczenie lokalnych populacji uznaje się obfitość pokarmu (dostępność ofiar). Wykazano że wydry nie są obecne bądź nie rozmnażają się w miejscach, które nie zapewniają minimum 5–10 g pokarmu/m² (Kruuk i in. 1993, Ruiz-Olmo i in. 2001). Dopiero niedawno doceniono pozytywne znaczenie obecności dodatkowych środowisk wodnych, takich jak starorzecza, śródlądne strumienie i torfowiska, dla występowania wydr. Wiele aktualnych badań wskazuje, że nawet niewielkie siedliska tego typu są intensywnie wykorzystywane przez wydry poszukujące w nich pożywienia.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Przeprowadzone w latach 1991–1994 pierwsze badania terenowe nad rozmieszczeniem wydry pokazały, że gatunek ten spotykany jest prawie w całym kraju, przy czym najczęściej na obszarze Pojezierzy Mazurskiego i Pomorskiego, wzdłuż wschodniej i zachodniej granicy oraz w Karpatach (Brzeziński i in. 1996). Wydry zasiedlały w tym okresie wszystkie główne rzeki kraju: Wisłę, Odrę, Wartę, San, Bug, a także większość ich dopływów. Ogólna czę-



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu wydry w Polsce na tle jej zasięgu występowania.

stość pozytywnych stwierdzeń wydry (tzn. udział punktów monitoringowych, na których odnotowano ślady wydry, w stosunku do wszystkich badanych punktów monitoringowych) wynosiła około 80% i była jedną z najwyższych, jakie dotąd odnotowano w trakcie badań nad tym zwierzęciem w Europie. Te same badania wykazały, że tereny Mazowsza, Kujaw, Śląska i Sudetów charakteryzowały się jednak bardzo niską częstością stanowisk wydry. Od lat dziewięćdziesiątych obserwowano wzrost częstości wydr, czego przejawem było m.in. zasiedlenie większości cieków wodnych w środkowej południowo-zachodniej Polsce. Obecnie wydry zasiedlają całą Polskę (Ryc. 1).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Metodyka oceny stanu ochrony wydry i jej statusu oparta jest o ogólnie przyjęte wskazania metodyczne, opracowane przez grupę europejskich ekspertów w celu monitoringu wydry w skali państw i regionów (Romanowski i in. 1996, Reuther i in. 2000, Romanowski 2013), a także dla potrzeb monitoringu w obrębie obszarów Natura 2000 (Chanin 2003).

Głównym założeniem monitoringu wydry jest ocena stanu jej populacji i siedlisk na wyznaczonych obszarach monitoringowych, obejmujących tereny zróżnicowane pod względem siedliskowym. Proponowana metodyka monitoringu, w części dotyczącej oceny stanu populacji wydry, jest spójna ze standardową metodą (Macdonald, Mason 1994, Reuther i in. 2000), skutecznie wykorzystaną do badań nad wydrą w wielu krajach Europy, w tym w Polsce (Brzeziński i in. 1996, Romanowski 2006, Zając 2008, Romanowski 2013).

W latach 1970. i 1980. dane o wydrze zbierane były przy pomocy ankiet kierowanych do leśników, myśliwych, pracowników parków narodowych i innych przyrodników. Tego typu materiały obarczone były jednak ryzykiem wielu błędów, np. pomyłek przy oznaczaniu w terenie lub emocjonalnego podejścia do samego gatunku. Z tego powodu badania ankietowe prowadzone przez różnych autorów nie były porównywalne ze sobą. Dopiero przeprowadzenie badań terenowych z zastosowaniem standardowej metody, opartych na poszukiwaniu śladów obecności wydry, pozwoliło na obiektywną ocenę stanu gatunku w Polsce i większej części Europy.

Badania terenowe prowadzone przy użyciu standardowej metody badań polegają na poszukiwaniu śladów obecności wydry (głównie odchodów, a także wyraźnych tropów) na odcinkach brzegu cieków i zbiorników wodnych o długości najczęściej do 600 m, zwanych w niniejszym opracowaniu punktami badawczymi (Lenton i in. 1980). Poszukiwania najczęściej rozpoczyna się pod mostami i przerywa się je po znalezieniu śladów wydry, choć zalecane jest, aby dla opisu elementów środowiska penetrować minimum 200 m odcinki brzegu. W przypadku braku śladów czasami przedłuża się poszukiwania na odległość do 1000 m, ewentualnie dokonuje się dodatkowych powtórnych poszukiwań po upływie około miesiąca lub w kolejnym dogodnym sezonie badawczym.

Metoda standardowa nie tylko umożliwia rejestrację obecności wydry, ale także pozwala określić względną częstość występowania (wyrażoną jako procent punktów, na których odnotowano ślady wydry, w stosunku do wszystkich badanych punktów) tego gatunku, co

umożliwia porównania wyników badań przeprowadzonych na różnych obszarach i odstępach czasu. Metoda pozwala dodatkowo na zebranie informacji o wielu aspektach ekologii gatunku, m.in. zasiedlanych środowiskach (wybiórczości środowiskowej), składzie pokarmu, wrażliwości na antropopresję itp. Metoda ta jest często nazywana „brytyjską”, ponieważ została opracowana i po raz pierwszy zastosowana w czterech równoległych badaniach nad rozmieszczeniem wydry w Wielkiej Brytanii i Irlandii (Crawford i in. 1979, Green, Green 1980, Lenton i in. 1980, Chapman, Chapman 1982). Europejska sekcja IUCN zajmująca się wydrą (Otter Specialist Group) zarekomendowała metodę, jako standardową w badaniach nad występowaniem wydry w Europie (Macdonald 1990), a badacze brytyjscy wykorzystali wielokrotnie do monitoringu rozmieszczenia gatunku w kolejnych dziesięcioleciach. Metoda jest szczegółowo opisana w wielu publikacjach anglojęzycznych (m.in. Romanowski i in. 1996, Reuther i in. 2000). Główna modyfikacja metody polega na dostosowaniu liczby badanych stanowisk do wielkości badanego obszaru oraz możliwości finansowych i czasowych. Na przykład w badaniach rozmieszczenia wydry w Polsce kontrolowano jedno stanowisko w kwadracie 10x10 km siatki UTM (Brzeziński i in. 1996), natomiast w późniejszych badaniach w środkowej i wschodniej Polsce – średnio 3 stanowiska w każdym kwadracie 10x10 km (Romanowski 2006). Możliwe są także modyfikacje metody w celu inwentaryzacji lub monitorowania wydry na obszarach o niewielkiej powierzchni.

Dokładny opis przyjętej metodyki monitoringu populacji wydry w oparciu o metodę standardową, wraz z uwagami praktycznymi, przedstawiony jest w rozdziale 3. „Opis badań monitoringowych”.

Monitoring stanu siedlisk wydry obejmuje badanie tych elementów (charakterystyk) środowiska, które określają jego jakość z punktu widzenia wymagań gatunku. Wybór charakterystyk siedliskowych, ocenianych w ramach monitoringu, oparto o dostępne dane na temat preferencji siedliskowych wydry, uzyskane zarówno w trakcie krajowych badań jak i badań uzyskanych w innych europejskich krajach.

Dostępne dane na temat preferencji siedliskowych gatunku, uzyskane w trakcie krajowych badań i badań w innych europejskich krajach umożliwiły wyznaczenie kluczowych elementów środowiska, warunkujących obecność gatunku na danym obszarze, a także uzyskiwane zagęszczenie i status lokalnych populacji. Jednym z podstawowych czynników, warunkujących obecność gatunku i zagęszczenie lokalnych populacji, jest obfitość pokarmu (dostępność ofiar). Jako że dane jakimi zwykle dysponujemy w przypadku objętych monitoringiem obszarów nie obejmują informacji na temat dostępności (biomasy) głównych grup pokarmu wydry (ryb, płazów i raków), a określanie tej biomasy ofiar w ramach monitoringu wydry podnosiłoby znacznie jego koszty, zaproponowano zastępczy model analizy dostępności pokarmu. Kolejne elementy jakości siedliska odnoszą się do stopnia jego naturalności, opartego o ocenę stopnia przekształcenia koryta rzek i zbiorników, stopnia zadrzewienia strefy przybrzeżnej, charakterystyk otoczenia (lesistość, zabudowa), jak i obecności potencjalnych barier migracyjnych i fragmentację siedliska (sieć drogowa i kolejowa, zabudowania).

Wszystkie badane charakterystyki środowiska zostały pogrupowane w 4 główne wskaźniki: „baza pokarmowa”, „udział siedliska kluczowego dla gatunku”, „charakter strefy przybrzeżnej” i „stopień antropopresji”. W ten sposób uproszczony został system oceny stanu siedliska i jednocześnie mocniej uwidaczniają się czynniki, decydujące o tym stanie (związane np. z dostępnością pokarmu czy charakterem brzegów).

Wydrę spotykamy obecnie na terenie kraju w różnych siedliskach, często uznawanych za suboptymalne, niemniej badania nad rekolonizacją gatunku umożliwiły wyznaczenie przybliżonych wartości wskaźników siedliskowych, w których szanse zachowania stabilnej, rozmnażającej się populacji są największe, warunkujące uzyskanie oceny FV = właściwy (siedliska preferowane). W przypadku pozostałych ocen stanu zachowania siedlisk: U1 = niezadowolający i U2 = zły, zastosowane zostały kryteria charakteryzujące siedliska suboptymalne i nieodpowiednie dla gatunku.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Wskaźniki stanu populacji

Przy ocenie stanu populacji zastosowano 4 wskaźniki, spośród których trzy: „udział pozytywnych stwierdzeń gatunku”, „indeks populacyjny” i „roczny wskaźnik trendu populacji” należy traktować jako obligatoryjne w monitoringu krajowym. Wskaźnik „udział pozytywnych stwierdzeń gatunku” charakteryzuje jedynie rozmieszczenie gatunku na monitorowanym stanowisku, nie może być jednak podstawą do wnioskowania o liczebności wydry. Dlatego zastosowano dodatkowo wskaźnik określony mianem „indeks populacyjny” (oparty o stwierdzane zagęszczenia odchodów na poszczególnych punktach monitoringowych), który pozwala wraz z poprzednim wskaźnikiem na względną ocenę statusu gatunku na monitorowanym obszarze i nadanie mu rangi gatunku licznego, nielicznego lub rzadkiego. Wskaźnik ten służy też do określania wskaźnika „rocznego wskaźnika trendu populacji”, który pozwala na wychwycenie wzrostów bądź spadków liczebności populacji w kolejnych okresach monitoringu. Wskaźnik ten jest określany począwszy od drugiej tury prac monitoringowych. Wskaźnik „zagęszczenie populacji” proponowany jest do wykorzystania w monitoringu regionalnym, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Udział pozytywnych stwierdzeń gatunku	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność gatunku, obliczany wg wzoru: liczba pozytywnych stwierdzeń/liczba wszystkich punktów monitoringowych na stanowisku * 100
Indeks populacyjny	%	Wskaźnik obliczany wg. wzoru: $I = p/10 + 10 [\log(x+1)]$, gdzie p to procent pozytywnych punktów monitoringowych, x – średnia liczba odchodów przypadająca na pozytywny punkt monitoringowy na stanowisku (wg Mason, MacDonald 2004)
Roczny wskaźnik trendu populacji ¹	Wartość liczbowa	Wskaźnik obliczany wg wzoru: $r = (\ln I_t - \ln I_0)/t$, gdzie r = roczny wskaźnik wzrostu populacji, I_t jest to indeks populacyjny uzyskany w bieżącym okresie monitoringowym, I_0 – oznacza indeks populacyjny uzyskany w roku poprzedzającym aktualny monitoring bądź z okresu kiedy rozpoczęto badania, t – liczba lat pomiędzy I_t i I_0
Zagęszczenie populacji ²	N/10 km	Liczebność w przeliczeniu na 10 km linii brzegowej w oparciu o terenowe poszukiwania – patrz Rozdział „Sposób wykonywania badań”

¹ Wskaźnik analizowany dopiero w drugim roku monitoringowym. Wykorzystywany do oceny trendów populacyjnych w kolejnych okresach monitoringu.

² Wskaźnik wykorzystywany tylko w monitoringu regionalnym, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Udział pozytywnych stwierdzeń gatunku	>60	40–60	<40
Indeks populacyjny	>15	10–15	<10
Roczny wskaźnik trendu populacji	$r \geq 0$	$-2 \leq r < 0$	$r < -2$
Zagęszczenie populacji	$\geq 2/10$ km	0,6–1,9/10 km	<0,6/10 km

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

Wskaźniki stanu siedliska

Obfitość pokarmu (dostępność potencjalnych ofiar) uznaje się za jeden z kluczowych czynników środowiskowych warunkujących obecność wydry na danym obszarze i uzyskiwane przez nią zagęszczenia. Jako że w przypadku objętych monitoringiem obszarów zwykle nie dysponujemy informacjami na temat biomasy głównych grup pokarmu wydry, w metodyce zaproponowano zastępczy model analizy, możliwy do wykorzystania przy tworzeniu oceny stanu zachowania siedliska gatunku. Względna dostępność pokarmu w siedlisku alternatywnie analizowana jest w oparciu o zróżnicowanie gatunkowe głównych grup ofiar, jakimi są ryby oraz obecność odpowiednich żerowisk i stan ich zachowania (miejsca rozrodu płazów, stopień naturalności rzek). Kolejne wskaźniki siedliskowe pozwalające na ocenę stanu jego zachowania oparte są o ocenę stopnia przekształcenia koryta rzek, stopień zadrzewienia strefy przybrzeżnej, charakterystykę otoczenia (lesistość, zabudowa), jak i obecność potencjalnych barier migracyjnych i stopień fragmentacji siedlisk gatunku (sieć drogowa i kolejowa, zabudowania). Siedliska określane jako optymalne warunkują uzyskanie oceny FV = stan właściwy. Pozostałe oceny stanu zachowania siedlisk: U1 = stan niezadowolający i U2 = stan zły, odpowiadają siedliskom określanym jako suboptymalne czy wręcz nieodpowiednie dla gatunku.

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Baza pokarmowa	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych, odnoszących się do obfitości pokarmu i/lub dostępności siedlisk wpływających na dostępność ryb i płazów (por. tab. 9 i 10)
Udział siedliska kluczowego dla gatunku	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych: udział preferowanych odcinków rzek, obecność preferowanych zbiorników wodnych, obecność mniejszych zbiorników wodnych (por. tab. 11 i 12)
Charakter strefy brzegowej	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych: stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami, lesistość, stopień regulacji rzek, dostępność schronień (por. tab. 13 i 14)
Stopień antropopresji	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych: drogi wojewódzkie i krajowe, linii kolejowych, terenów zabudowanych i innych elementów utrudniających migrację (por. tab. 15 i 16)

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Baza pokarmowa	>0,80	0,50–0,80	<0,50
Udział siedliska kluczowego dla gatunku	>0,65	0,50–0,65	<0,50
Charakter strefy brzegowej	>0,85	0,50–0,85	<0,50
Stopień antropopresji	>0,70	0,50–0,70	<0,50

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

Ocena stanu populacji

Wyznaczone dla oceny stanu populacji wskaźniki są traktowane równoważnie. W przypadku, gdy ocenę uzyskano jedynie dla wskaźników „procent pozytywnych stwierdzeń gatunku” i „indeks populacyjny” pod uwagę bierzemy najniższą ocenę uzyskaną przez jeden ze wskaźników. W przypadku dysponowania wartościami dla wszystkich wskaźników, ocenę dla parametru wyznaczamy wg następujących zasad:

- FV, gdy wszystkie wskaźniki oceniono na FV lub maksymalnie jeden wskaźnik oceniono na XX lub U1;
- U1, gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono na U1, lub gdy jeden wskaźnik uzyskał parametr U2, a jeden lub więcej U1, lub gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono na FV przy jednej ocenie U2;
- U2, gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono na U2;
- XX, gdy wszystkie wskaźniki uzyskały ocenę XX, bądź dwa lub więcej XX, a pozostałe – FV.

Ocena stanu siedliska

Obfitość pokarmu, stopień zalesienia/pokrycia brzegów roślinnością drzewiastą i krzewiastą, dostępność kryjówek, zagęszczenie sieci dróg i innych linii kolejowych czy obecność innych barier migracyjnych, są głównymi czynnikami warunkującymi rozmieszczenie i status gatunku w danym regionie. Nagłe pogorszenie stanu pojedynczych wskaźników częściowych nie przyczyni się do spadku liczebności gatunku, dlatego pogrupowano je w kilka wskaźników głównych. Zaobserwowane negatywne bądź pozytywne zmiany w obrębie wskaźników „głównych” upraszczają system decyzyjny przy ocenie stanu zachowania siedlisk oraz przewidywanie ewentualnych konsekwencji zmian zachodzących (obserwowanych) w środowisku.

Przy ustalaniu oceny stanu siedliska na podstawie ocen poszczególnych wskaźników należy stosować następującą zasadę:

- FV – gdy wszystkie wskaźniki oceniono na FV lub maksymalnie jeden wskaźnik oceniono na XX lub U1;

- U1 – gdy przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U1 lub gdy dwa wskaźniki oceniono na FV przy jednej ocenie U2;
- U2 – gdy przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U2;
- XX – gdy wszystkie wskaźniki uzyskały ocenę XX lub przynajmniej dwa XX, a pozostałe – FV.

Perspektywy ochrony

Perspektywy ochrony są próbą prognozowania szans na utrzymanie się lub poprawę aktualnego stanu populacji i siedlisk gatunku na monitorowanym stanowisku w przeciągu najbliższych 10–15 lat. Oceniając ten parametr bierze się pod uwagę obecny stan populacji i siedliska gatunku, a także specyfikę i charakter siedliska. Ponadto, ocena powinna uwzględniać stwierdzone na etapie prowadzonych prac terenowych oddziaływania na gatunek i jego siedlisko oraz przewidywane (potencjalne) zagrożenia. Przykładowo, w przypadku kompleksów stawów hodowlanych perspektywy odpowiedniego utrzymania populacji gatunku i jego siedliska będą zależały od prowadzonej gospodarki rybackiej, niekontrolowanego pozyskiwania osobników (klusownictwo) czy stosowania skutecznych i zarazem nieoddziałujących na wydrę jak i inne związane z siedliskiem grupy gatunków (np. próba grodzenia dużych stawów czy usuwanie roślinności na groblach i trzcinowisk). W przypadku większych rzek i jezior niepożądanym czynnikiem może być rozwój infrastruktury rekreacyjnej w miejscach wysokiej aktywności gatunku czy też budowa/modernizacja dróg w bezpośrednim sąsiedztwie rzek, jezior lub stawów (mogące przyczyniać się do zwiększenia śmiertelności). Zatem jeżeli stwierdzono obecność czynników lub w kolejnych latach planowane są działania, które mogą przyczynić się do pogorszenia aktualnego właściwego lub utrzymania niewłaściwego stanu siedlisk i populacji, tego typu informacje powinny również być uwzględniane przy ocenie perspektyw ochrony gatunku. Opierając się na powyższych zasadach, wyznaczono wstępny schemat postępowania przy określaniu perspektyw ochrony:

1. Gdy oceny dla stanu populacji i siedliska są różne, wtedy ocena dla perspektyw ochrony zwykle (patrz punkt 3) nie powinna być wyższa od niższej z ocen pozostałych dwóch parametrów.
2. Istotne przy ocenie perspektyw ochrony jest uwzględnienie wskaźników odnoszących się do poziomu antropopresji, jako kluczowych dla wychwycenia ewentualnych czynników mogących mieć bezpośredni wpływ na przyszły stan populacji.
3. Przy ocenie perspektyw ochrony należy wziąć pod uwagę ocenę uzyskaną dla wskaźnika „Roczny wskaźnik trendu populacji” jako wyznacznik zmian zachodzących w populacji gatunku na stanowisku na przestrzeni kilku lat.
4. Jeżeli istnieją realne przesłanki, które wskazują, że aktualny stan niezadowolający jest efektem „czynników losowych” i w kolejnych latach ulegnie poprawie (np. w efekcie wdrażanych właśnie działań ochronnych, które będą miały korzystny wpływ na stan ochrony gatunku w obszarze), ocena przypisana dla perspektyw ochrony może być wyższa od niższej z ocen stanu siedliska bądź populacji.

Ocena ogólna

W ocenie ogólnej uwzględniane są oceny wszystkich trzech parametrów (populacja, siedlisko, perspektywy ochrony). Ocena ogólna odpowiada najniższej z ocen tych parametrów.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Podobnie, jak w monitoringu bobra, także w monitoringu wydry należy wyraźnie rozdzielić dwa odrębne pojęcia określające lokalizację prac monitoringowych. Pierwszym jest **stanowisko monitoringowe** (rozumiane, jako „powierzchnia monitoringowa”), obejmujące obszar, na którym prowadzone będą prace terenowe mające na celu ocenę stanu populacji i siedliska gatunku. Stanowiskiem monitoringowym może być teren o ściśle określonych granicach (np. obszar Natura 2000, teren parku narodowego itp.) bądź obszar o arbitralnie wyznaczonych granicach: wyznaczony do monitoringu odcinek rzeki czy zbiornik wodny wraz z dopływami. A zatem, teren objęty pracami terenowymi może być określony zarówno w jednostkach powierzchniowych (ha, km²), jak i liniowych mierzonych wzdłuż cieków wodnych.

W obrębie stanowiska monitoringowego, czyli obszaru objętego monitoringiem, wyznaczane są **punkty monitoringowe**, rozumiane jako min. 200 m (maks. 600 m) długości odcinki linii brzegowej cieków wodnych i większych zbiorników (zbiorniki zaporowe, jeziora). Jako punkty monitoringowe możemy klasyfikować również mniejsze zbiorniki wodne (np. stawy, starorzecza i rozlewiska). W tym przypadku każdy „drobny” zbiornik jako całość (np. starorzecze) jest odrębnym stałym punktem monitoringowym. Ze względu na znaczne zróżnicowanie wielkości obszarów, które mogą zostać objęte monitoringiem podanie konkretnej liczby stanowisk, na których powinny być prowadzone prace terenowe jest trudne. Niemniej w przypadku dużych stanowisk monitoringowych o powierzchni powyżej 10 000 ha (100 km²) zaleca się wyznaczenie od 30 do 50 punktów monitoringowych. Poszczególne punkty monitoringowe należy lokalizować w odstępach min. 2–5 km.

Wyznaczenie wskazanej powyżej minimalnej liczby 30–50 punktów monitoringowych może być niewykonalne, chociażby ze względu na niskie zagęszczenie potencjalnych siedlisk nadwodnych czy też zbyt małą powierzchnię obszaru objętego monitoringiem. Zaleca się, aby w takim przypadku (dla obszarów o powierzchni od kilku do kilkudziesięciu km²) dodatkowo objąć monitoringiem 5–10 km strefę buforową wyznaczoną np. wokół obszaru Natura 2000, tak aby łączna powierzchnia objęta monitoringiem nie była mniejsza niż 2500 ha (25 km²). W przypadku wszystkich stanowisk monitoringowych mniejszych niż 100 km² należy wyznaczyć 20–30 punktów monitoringowych. Pozwoli to na lepsze rozpoznanie stanu populacji, dokładniejsze i trafniejsze określenie potencjalnych zagrożeń i perspektyw ochrony gatunku. Ograniczenie się do granic małego obszaru może przyczyniać się do zawyżania bądź zaniżania ocen perspektyw ochrony gatunku poprzez pomijanie istotnych zagrożeń czy innych czynników mających miejsce w sąsiedztwie granic obszaru, np. obszaru Natura 2000.

Aktualny zasięg gatunku obejmuje cały region kontynentalny i większość regionu alpejskiego. Do monitoringu w 2013 r. wybrano 15 wielkopowierzchniowych stanowisk zlokalizowanych w Polsce północnej, zachodniej, centralnej i południowej (patrz wykaz poniżej). Wybór stanowisk monitoringowych umożliwił zebranie w miarę reprezentatywnych wyników zarówno w skali kraju, jak i dla poszczególnych regionów biogeograficznych. Wstępnym monitoringiem objęto stanowiska rozmieszczone mniej więcej równomiernie w kraju (reprezentujące różne części zasięgu gatunku), zarówno obszary o obserwowanej stabilnej sytuacji gatunku (np. Dolina Bobru, Mazury) jak i tereny, na których populacja gatunku

znajduje się na etapie samoistnej rekolonizacji (Bzura), obejmujące zarówno mniejsze, jak i większe rzeki i zbiorniki. Wybrane stanowiska monitoringowe dla wydry pokrywają się z stanowiskami dla bobra. W kolejnych latach należy zwiększyć liczbę stanowisk monitoringowych o obszary reprezentujące słabiej rozpoznane siedliska, takie jak wybrzeże morskie czy zwarte kompleksy stawów hodowlanych oraz obszary reprezentujące nieuwzględnione dotychczas rejony geograficzne. Wstępnie proponowane jest wyznaczenie przynajmniej 5 dodatkowych stanowisk monitoringowych, w tym co najmniej jeden na wybrzeżu Bałtyku (np. w Słowińskim Parku Narodowym), dwa kolejne na terenach obejmujących duże kompleksy stawów hodowlanych (np. na Lubelszczyźnie i w Małopolsce) i dodatkowe stanowiska w województwie podkarpackim i na Wyżynie Świętokrzyskiej, aby powierzchnia monitoringowa pokrywała w miarę jednolicie teren całego kraju.

Poniżej podano zestawienie badanych stanowisk monitoringowych dla wydry w poszczególnych regionach biogeograficznych w roku 2013:

Region kontynentalny

Bug, Bzura, Dolina Noteci, Dolina Bobru, Góry Stołowe i Bystrzyckie, Kaszuby, Kujawy, Łęgi Odrzańskie, Mała Panew, Mazury, Ujście Odry i Zalew Szczeciński, Wisła Kampinowska.

Region alpejski

Beskid Żywiecki i Śląski, Bieszczady, Magurski Park Narodowy.

Sposób wykonywania badań

Określanie wskaźników stanu populacji

Metodyka monitoringu populacji wydry w Polsce nawiązuje do standardowej metody badań tego gatunku w Europie (patrz rozdział 1. Koncepcja monitoringu gatunku). Badania terenowe polegają na poszukiwaniu śladów obecności wydry, głównie odchodów, a także wyraźnych tropów (Fot. 4–6) na odcinkach brzegu cieków i zbiorników wodnych o długości 200 m, zwanych w niniejszym opracowaniu punktami monitoringowymi/badawczymi. Poszukiwania w miarę możliwości rozpoczynają się pod mostami i prowadzi się je na całej długości brzegu w ramach punktu badawczego (opisując równocześnie środowisko). W przypadku nie znalezienia śladów można przedłużyć poszukiwania na odległość do 600 (ewentualnie 1000 m), zaznaczając ten fakt na formularzu. W przypadku niekorzystnych warunków pogodowych (np. wysoki stan wody, intensywne opady) można zdecydować się na dodatkowe, powtórne poszukiwania po upływie około miesiąca lub w kolejnym dogodnym sezonie badawczym. Śladów wydry szuka się nie tylko na samym brzegu, ale także w pewnej odległości (zwykle w obrębie 10 m strefy buforowej), zależnie od notowanych zmian poziomu wody i występowania elementów środowiska, służących wydrom do znakowania: kamieni, powalonych drzew, kretowisk, połączeń z mniejszymi ciekami lub sąsiedztwa starorzeczy itp. Punkty badawcze, na których stwierdza się obecność śladów wydry, nazywamy pozytywnymi, natomiast te, na których nie znaleziono śladów wydry – negatywnymi.

Na każdym punkcie monitoringowym, zarówno w monitoringu krajowym jak i regionalnym, należy notować liczbę znalezionych odchodów. Dane te wykorzystywane są do obliczania indeksu populacyjnego. Dodatkowo odnotowane tropy, wydzieliny zapachowe i miejsca znakowania (w postaci kopczyków z piasku lub błota, zwykle z odchodami) wydry stanowią dodatkowe świadectwo obecności gatunku (w przypadku braku stwierdzeń



Fot. 4. Odcisk tylnej łapy wydry (fot. T. Zając).

odchodów). Warto także zanotować liczbę poszczególnych obserwacji w celach dokumentacyjnych. Kopczyki budowane przez wydrę zwykle są mniejsze od tego typu konstrukcji tworzonych przez bobry. Kopce bobrowe są mocno spłaszczone i zbudowane z błota i mułu wydobytego często z dna stawu bądź rzeki i rozprowadzonego na brzegu. Mogą być też zbudowane z fragmentów trawy i liści. Niemniej najłatwiej określić konstruktora kopczyka opierając się na pozostawionych w jego otoczeniu tropach.

Dodatkowe obserwacje obecności innych zwierząt nadwodnych (np. bobra, karczownika, norki amerykańskiej) i opis środowiska należy prowadzić na przygotowanym formularzu danych (patrz wzór). Na formularzu powinno wykonać się szkic sytuacyjny (ułatwiający powtórzenie badań terenowych). Zaleca się też, w celach dokumentacyjnych, fotografowanie znalezionych śladów. Należy rejestrować lokalizację punktów monitoringowych stanowiska przy pomocy przenośnego odbiornika GPS (miejsce rozpoczęcia transektu), zaznaczając jednocześnie długość i kierunek przejścia.

W przypadku monitoringu regionalnego punkty monitoringowe powinny obejmować dłuższe odcinki cieków bądź zbiorników wodnych; zaleca się odcinki 600 m zgodne z ogólnie przyjętą metodyką monitoringu wydry. Dodatkowo, wykonywane w ramach monitoringu regionalnego pomiary tropów (por. metodyka poniżej) wykorzystywane są do oceny minimalnej liczebności gatunku w obszarze. Obowiązkowa jest dokumentacja fotograficzna tropów wydry (tropy fotografowane z miarką), które w dalszej kolejności zostaną wykorzystane do przeprowadzenia pomiarów.

W oparciu o wyniki poszukiwań śladów wydry na punktach monitoringowych określa się następujące wskaźniki stanu populacji gatunku na stanowisku monitoringowym:

Udział pozytywnych stwierdzeń gatunku. Wskaźnik pozwalający na stosunkowo prostą ocenę statusu gatunku na monitorowanym obszarze (stanowisku monitoringowym) oblicza-



Fot. 5. Tropy wydry na piasku (fot. T. Zając).



Fot. 6. Układ tropów wydry (fot. K. Kozyra).

ny jest na podstawie równania: liczba pozytywnych stwierdzeń/liczba wszystkich punktów monitoringowych na stanowisku * 100. Za pozytywne stwierdzenia uznaje się punkty monitoringowe, na których odnotowano ślady bytowania wydry, świadczące o jej obecności.

Indeks populacyjny. Wskaźnik uwzględniający udział pozytywnych punktów monitoringowych i liczbę odchodów znajdujących podczas poszukiwań śladów wydry. Wskaźnik jest obliczany wg wzoru:

$I = p/10 + 10 [\log(x+1)]$, gdzie:

- p – procent pozytywnych stwierdzeń, a
- x – średnia liczba odchodów przypadająca na pozytywny punkt monitoringowy.

Roczny wskaźnik wzrostu populacji. Wskaźnik wykorzystywany od drugiego roku monitoringu. Pozwala na ocenę zmian indeksu populacyjnego wydry na stanowisku monitoringowym. Wskaźnik jest obliczany wg wzoru:

$r = (\ln I_t - \ln I_0)/t$, gdzie:

- r – roczny wskaźnik wzrostu populacji,
- I_t – indeks uzyskany w bieżącym okresie monitoringu,
- I_0 – oznacza indeks uzyskany w roku poprzedzającym aktualny okres monitoringu, bądź z okresu kiedy rozpoczęto badania,
- t – liczba lat pomiędzy I_t i I_0 .

Określanie tego wskaźnika jest stosunkowo prostą w interpretacji metodą wykrywania zmian zachodzących w populacji wydry na monitorowanym obszarze. Pozytywne wartości wskaźnika wskazują na wzrost częstości i/lub zagęszczenia gatunku, wartości ujemne na spadek częstości i/lub zagęszczenia gatunku. Ten wskaźnik, wraz ze wskaźnikami siedliskowymi pozwalają na wskazanie istniejących zagrożeń i perspektywy zachowania gatunku, wraz z określeniem ewentualnych działań niezbędnych dla utrzymania właściwego stanu zachowania populacji.

Zagęszczenie populacji. Wskaźnik określany tylko w monitoringu regionalnym. Sposób jego określania poniżej w podrozdziale „Zagęszczenie populacji – dodatkowy wskaźnik stanu populacji do badania w monitoringu regionalnym”.

Określanie wskaźników stanu siedliska

Charakterystyki środowiskowe, opisujące jakość siedliska wydry zostały pogrupowane w 4 główne wskaźniki: „baza pokarmowa”, „udział siedliska kluczowego dla gatunku”, „charakter strefy przybrzeżnej” i „stopień antropopresji”. Określenie wartości tych wskaźników wymaga analizy kilku wskaźników cząstkowych. Wskaźniki cząstkowe opisywane są na poziomie punktu monitoringowego i dopiero w dalszej kolejności analizowane dla całego stanowiska monitoringowego. Uzyskane wartości wskaźników cząstkowych waloryzowane są w trójstopniowej skali punktowej. Wartość wszystkich wskaźników głównych obliczana jest jako średnia z punktowych ocen wskaźników cząstkowych (suma punktów uzyskanych przez poszczególne wskaźniki cząstkowe dzielona przez liczbę analizowanych czynników). Uzyskaną wartość przypisujemy do odpowiedniej kategorii ocen – FV/U1/U2 dla danego stanowiska monitoringowego (zgodnie z tab. 4).

Baza pokarmowa. Jest jednym z głównych (o ile nie najważniejszym) czynnikami warunkującym obecność i liczebność gatunku w obszarze. W większości przypadków brak szczegółowych informacji na temat zagęszczenia (biomasy) potencjalnych ofiar w środowisku (szczególnie ryb i płazów). W przypadku posiadania informacji na temat samego aktualnego zagęszczenia ryb w siedlisku, informacja ta może być już sama w sobie podstawą do wystawienia odpowiedniej oceny. Jako minimalną biomasę ryb niezbędną dla utrzymania stabilnej populacji wydry uznaje się wartość 10 g/m². Przy tak dużym zagęszczeniu ryb wartość wskaźnika określamy jako FV (stan właściwy). W przypadku niższych wartości należy wziąć pod uwagę dostępność innych grup pokarmu (szczególnie płazów), opierając się na danych dotyczących zagęszczenia płazów lub – w przypadku przyjętej metodyki – potencjalnych miejsc ich rozrodu (szczególnie żaby trawnej).

W przypadku braku danych na temat biomasy ryb w środowisku należy ocenić dostępność tej grupy ofiar w oparciu o analizę dodatkowych czynników warunkujących obfitość głównych ofiar wydry na badanym terenie („różnicowanie gatunkowe ichtiofauny”, „naturalność koryta rzeki”). Ponadto dla każdego punktu monitoringowego na stanowisku określa się dostępność miejsc rozrodu płazów.

Zróżnicowanie gatunkowe ryb stwierdzonych w obszarze w pewnym stopniu może odzwierciedlać ich dostępność w środowisku. Pomimo obserwowanych często preferencji pokarmowych, zwykle ofiarą wydry pada kilka najpospolitszych gatunków. Niemniej ich udział w diecie może zmieniać się w ciągu roku zależnie od sezonowych zmian liczebności, biologii gatunku i behawioru itp.

W ocenie dostępności ofiar wykorzystywana jest ocena stopnia naturalności koryta rzeki, w tym stopień pokrycia brzegu roślinnością wysoką, stopień degradacji brzegów i koryta rzeki. Obecność roślinności wysokiej wzdłuż cieków i zbiorników wodnych wpływa na biomasę potencjalnych ofiar w siedlisku wodnym. Również obecność barier migracyjnych dla gatunków wodnych ujmowana być powinna jako czynnik uniemożliwiający lub ograniczający swobodną migrację organizmów wodnych, klasyfikowany jako forma degradacji siedliska.

Praktycznie wszystkie dane, pomocne przy określaniu bazy pokarmowej, gromadzi się w terenie na etapie monitoringu w wyznaczonych punktach. Jedynie w przypadku oceny biomasy ryb, źródłem danych mogą być materiały uzyskane z publikacji dotyczących ichtiofauny regionu, udostępnionych i niepublikowanych danych np. w trakcie tworzenia PZO bądź na podstawie danych PZW. Ocena wskaźnika oparta jest o średnią biomasa ichtiofauny obliczoną dla rzek i zbiorników wodnych na stanowisku monitoringowych, dla których tego typu dane są dostępne. Przy ocenie zróżnicowania gatunkowego ichtiofauny źródłem danych na temat liczby gatunków notowanych na poszczególnych punktach monitoringowych może być analiza zawartości odchodów zebranych podczas prac terenowych czy też wywiady przeprowadzone z wędkarzami. Podobnie jak w przypadku oceny biomasy ryb, średnia liczba gatunków przy ocenie wskaźnika „zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny” dla stanowiska monitoringowego obliczana jest dla punktów monitoringowych, rzek lub ich odcinków, w przypadku których dysponujemy tego typu danymi.

Tab. 9. Baza pokarmowa – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Biomasa ryb ¹	g/m ²	Średnia biomasa ryb odnotowywana na stanowisku monitoringowym, w przeliczeniu na m ²
Zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny	N	Średnia liczebność gatunków odnotowywana w rzekach i zbiornikach wodnych stanowiska monitoringowego
Miejsca rozrodu płazów	%	Udział (%) punktów monitoringowych, na których odnotowano istniejące bądź potencjalne miejsca rozrodu płazów
Naturalność koryta rzeki	%	Udział (%) punktów monitoringowych o brzegach nieuregulowanych i zadrzewionych (z zadrzewieniami kępowymi bądź ciągłymi); w analizie uwzględnia się miejsca, które spełniają jednocześnie oba te kryteria

¹ wskaźnik stosowany, gdy są dostępne aktualne dane na temat biomasy ryb.

Tab. 10. Baza pokarmowa – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Biomasa ryb ¹	
a)	>10g/m ²	1
b)	8–10 g/m ²	0,5
c)	<8 g/m ²	0
2.	Zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny	
a)	>8/>3 ²	1
b)	5–8/2–3 ²	0,5
c)	<5/<2 ²	0
3.	Miejsca rozrodu płazów	
a)	Liczne (stawy hodowlane, starorzecza i inne stałe zbiorniki w >20% punktów monitoringowych)	1
b)	Nieliczne (pojedyncze zbiorniki, zbiorniki efemeryczne w <20% punktów monitoringowych)	0,5
c)	Brak	0

4.	Naturalność koryta rzeki	
a)	>50% stanowią rzeki o brzegach naturalnych lub półnaturalnych, zadrzewione, bez barier ograniczających swobodną migrację bądź są one okresowo zalewane, co umożliwia swobodną migrację	1
b)	20–50% stanowią rzeki o brzegach naturalnych lub półnaturalnych, zadrzewione, bez barier ograniczających swobodną migrację bądź są one okresowo zalewane, co umożliwia swobodną migrację	0,5
c)	<20% stanowią rzeki o brzegach naturalnych lub półnaturalnych, zadrzewione, bez barier ograniczających swobodną migrację bądź są one okresowo zalewane, co umożliwia swobodną migrację	0

¹ wskaźnik stosowany gdy dostępne aktualne dane na temat biomasy ryb.

² wartości dla górskich potoków powyżej 500 m n.p.m.

Udział siedliska kluczowego dla gatunku. Wartość tego wskaźnika określają 3 wskaźniki częściowe (por. tab. 11 i 12). Przy ocenie wykorzystuje się dane zebrane podczas prac terenowych, wyznaczone dla każdego punktu monitoringowego. W przypadku części wskaźników zalecono jako dodatkowe wsparcie wykorzystanie aktualnych i szczegółowych map topograficznych i/lub ortofotomap.

Udział preferowanych odcinków rzek. Wskaźnik określa dostępność cieków wodnych o szerokości powyżej 3 m na monitorowanym obszarze (stanowisku monitoringowym). Cieki wodne o takich minimalnych rozmiarach uznane zostały jako preferowane przez wydrę, jako miejsca stałego występowania i siedliska oferujące odpowiednią dostępność bazy pokarmowej (Romanowski 2000).

Obecność preferowanych zbiorników wodnych. Przy analizie wskaźnika oceniamy dostępność zbiorników wodnych o większej powierzchni takich jak jeziora, kompleksy stawów hodowlanych (o pow. powyżej 30 ha), w tym szczególnie pokryte zwartymi trzcinowiskami i/lub posiadające nieregularną linię brzegową (wskaźnik częściowy „obecność preferowanych zbiorników wodnych”). Siedliska tego typu oferują odpowiednie warunki dla osiedlenia się i stałego bytowania gatunku.

Obecność mniejszych zbiorników wodnych. Oprócz wspomnianych powyżej typów zbiorników przy ocenie uwzględnia się także obecność mniejszych stałych lub efemerycznych zbiorników i rozlewisk (odnotowywanych dla każdego punktu monitoringowego w formie dostępne/brak – 1/0). Zbiorniki tego typu mogą pełnić funkcję alternatywnych czy też okresowych żerowisk, bądź są penetrowane przez migrujące osobniki.

Tab. 11. Udział siedliska kluczowego dla gatunku – wskaźniki częściowe

Wskaźnik częściowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Udział preferowanych odcinków rzek	%	Udział punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność preferowanych typów cieków wodnych o szerokości powyżej 3 m
Obecność preferowanych zbiorników wodnych	%	Udział punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność większych zbiorników wodnych i kompleksów stawów o powierzchni >30 ha
Obecność mniejszych zbiorników wodnych	%	Udział punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność drobnych zbiorników wodnych rodzaju zbiorników wodnych o powierzchni <30ha

Tab. 12. Udział siedliska kluczowego dla gatunku – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Udział preferowanych odcinków rzek (>3 m szerokości)	pkt.
a)	>50%	1
b)	20–50%	0,5
c)	<20%	0
2.	Obecność preferowanych zbiorników wodnych (>30ha)	pkt.
a)	<10%	1
b)	5–10%	0,5
c)	<5%	0
3.	Obecność mniejszych zbiorników wodnych (<30ha)	pkt.
a)	<10%	1
b)	5–20%	0,5
c)	<5%	0

Charakter strefy przybrzeżnej. Wskaźnik określa dostępność i udział drzewostanów w strefie przybrzeżnej jak i stopień pokrycia lasami monitorowanego stanowiska, warunkujących dostępność potencjalnych schronień; istotnym czynnikiem jest również ocena stopnia przekształcenia koryta w wyniku prowadzonych aktualnie bądź w przeszłości prac regulacyjnych (por. tab. 13 i 14). Łączna ocena dla tych czynników, ujętych w ramach wskaźnika, w większym stopniu odzwierciedla stan zachowania siedliska wydry, aniżeli indywidualna interpretacja ocen uzyskanych dla poszczególnych wskaźników cząstkowych.

Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami. Analiza wskaźnika oparta na podstawie obserwacji terenowych. W trakcie kontroli, określa się powierzchnię (procent) monitorowanego odcinka porośniętą drzewami i krzewami. Zapisy z terenu można zweryfikować później w oparciu o szczegółowe i aktualne ortofotomapy.

Lesistość. Wskaźnik określający udział procentowy punktów monitoringowych na stanowisku, na których (bądź w bezpośrednim sąsiedztwie których w promieniu 100 m) odnotowano zwarte zadrzewienia. W czasie prac terenowych do każdego punktu monitoringowego przypisuje się informację typu obecne/brak (1/0), które posłużą do obliczenia wartości wskaźnika cząstkowego. Jako drzewostany leśne przyjęto zadrzewienia o powierzchni min. 1 ha.

Stopień regulacji rzek. W ramach wskaźnika określa się procentowy udział uregulowanych odcinków rzek. W trakcie prac terenowych odnotowuje się stopień uregulowania, jednak do analizy wskaźnika określamy procent stanowisk, na których odnotowano silne przekształcenie linii brzegowej (odcinków uregulowanych). Za takie uznaje się brzegi noszące wyraźne znamiona prac regulacyjnych, takie jak np. kamienne bądź faszynowe umocnienia brzegów, nienaturalne dno, brak wysokiej roślinności nadbrzeżnej, odcinki o widocznych śladach prostowania, profilowania i/lub pogłębiania koryta rzeki. Koryto o umiarkowanym/nieznacznym stopniu przekształcenia charakteryzuje się wysoką roślinnością nadbrzeżną i brakiem wyraźnych śladów prac regulacyjnych, obejmujących profilowanie, prostowanie koryta czy też bez umocnień na brzegach. Odcinki naturalne charakteryzują się brakiem

powyższych elementów świadczących o przekształceniu koryta i z zachowaną wysoką roślinnością nadbrzeżną. Rzeki noszące ślady dawnych prac regulacyjnych, jednak spełniające w ocenie eksperta warunki siedlisk naturalnych/półnaturalnych, uznaje się za nieuregulowane. Ocena oparta o przeprowadzoną wizję lokalną, przy ewentualnym dodatkowym wsparciu szczegółowych map topograficznych i/lub aktualnych ortofotomap.

Dostępność schronień. Wskaźnik określa udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność siedlisk zapewniających odpowiednie warunki dla osiedlenia się gatunku, charakteryzowanych poprzez dostępność potencjalnych schronień. Jako odpowiednie uznano zadrzewienia ciągłe lub zwarte kępowe przy min. 40% stopniu pokrycia brzegu (procent pokrycia oceniany jest dla monitorowanego odcinka), z wykrotami pod korzeniami i o odpowiednim potencjale „norowym” (brzezi odpowiednie do założenia nor). W przypadku estuariów, jezior i stawów hodowlanych pod uwagę należy wziąć również stopień pokrycia strefy przybrzeżnej roślinnością wynurzoną (trzciniowiska, łozowiska itp.).

Każdemu punktowi monitoringowemu przypisuje się wartość w systemie 0/1 (brak lub obecność schronień). Łączna ocena określa udział procentowy miejsc spełniających kryterium odpowiednich pod względem dostępności schronień.

Tab. 13. Charakter strefy brzegowej – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami	%	Średni stopień pokrycia brzegów zadrzewieniami obliczany dla stanowiska monitoringowego w oparciu o dane dla poszczególnych punktów monitoringowych
Lesistość	%	Udział punktów monitoringowych, w otoczeniu których w odległości maks. 100 m odnotowano zwarte drzewostany leśne o pow. min. 1 ha
Stopień regulacji rzek	%	Udział punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność zdegradowanych i/lub uregulowanych brzegów
Dostępność schronień	%	Udział punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność siedlisk zapewniających wydrze możliwość schronienia

Tab. 14. Charakter strefy brzegowej – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Stopień pokrycia brzegów roślinnością drzewiastą i krzewiastą	
a)	>30%	1
b)	5–30%	0,5
c)	<5%	0
2.	Lesistość	
a)	>30%	1
b)	10–30%	0,5
c)	<10%	0
3.	Stopień regulacji rzek	pkt.
a)	<10%	1
b)	10–30%	0,5
c)	>30%	0

4.	Dostępność schronień	
a)	>40%	1
b)	10–40%	0,5
c)	<10%	0

Stopień antropopresji. Wskaźnik charakteryzujący stopień przekształcenia otoczenia punktów monitoringowych. Jego ocena wymaga określenia 4 wskaźników cząstkowych opisujących poziom antropopresji w wyniku zwiększonej ludzkiej penetracji („sąsiedztwo zabudowań”), jak i ryzyko kolizji z pojazdami („drogi wojewódzkie i krajowe”, „linie kolejowe”, „przepusty pod drogami”). Wartością wskaźnika jest procentowy udział punktów monitoringowych zlokalizowanych w sąsiedztwie terenów zabudowanych bądź leżących w sąsiedztwie dróg krajowych i wojewódzkich i linii kolejowych, albo takich, na których obecne są przepusty praktycznie nieprzekraczalne dla wydry. Informacje wykorzystane do oceny wskaźnika „stopień antropopresji” powinna być też wykorzystane podczas analizy zagrożeń i wyznaczania wymaganych działań ochronnych.

Obecność barier migracyjnych stanowi jeden z ważniejszych czynników wpływających na rozmieszczenie i jakość siedliska gatunku. Obecność barier skumulowanych, np. połączenie nieprzechodnych mostów (niskich mostów i przepustów o wąskim świetle, pozbawionych suchych półek przy brzegach) pod drogami o dużym natężeniu ruchu, czy też jazów i śluz w połączeniu ze sztucznymi, skanalizowanymi odcinkami rzek o wysokich pionowych ścianach stwarza także dla wydry bariery trudne do pokonania. Bariery tego typu mogą przyczyniać się do większej śmiertelności gatunku. Dlatego też dla oceny stanu zachowania siedliska ważne jest uwzględnienie i analizowanie potencjalnego oddziaływania tych czynników na lokalną populację. Wszelkie tego typu konstrukcje powinny być odnotowywane w trakcie prowadzonych prac terenowych, wraz z wstępną oceną ich potencjalnego wpływu (również w oparciu o wiedzę i doświadczenie eksperta). W pewnych przypadkach lokalizacja, liczba i rozmieszczenie mogą być określane w oparciu o aktualne, szczegółowe ortofotomapy i mapy topograficzne, jednak zalecane jest przeprowadzenie wizji terenowej tego typu obiektów.

Prowadzone w Europie badania nad śmiertelnością wydry w wyniku kolizji z pojazdami, wykazują, że istotnym czynnikiem warunkującym poziom śmiertelności gatunku jest odległość dróg i linii kolejowych od wody (Philcox i in. 1999, Arrendal, Johnsson 2011). Wyniki badań wskazują na wyraźny wzrost częstotliwości kolizji gatunku z pojazdami w miejscach sąsiadujących lub przecinających cieków bądź zbiorniki wodne. Najwyższa śmiertelność odnotowywana jest w pasie 200 m od wody. Na drogach przebiegających w takiej odległości od wody stwierdzano ponad połowę wszystkich przypadków śmierci wydry. Wraz ze wzrostem odległości liczba kolizji znacznie spada. Warto zaznaczyć, że prawie połowa miejsc kolizji wydr z samochodami zlokalizowana była w miejscach, gdzie droga nie przecinała żadnych cieków czy zbiorników wodnych, jednak przebiegała wzdłuż ich linii brzegowej. Blisko 40% miejsc kolizji znajdowało się w odległości do 100 m od wody. Natomiast aż 73% przypadków śmierci wydry na drogach miało miejsce w promieniu 250 m od wody (Körbel 1994).

Tab. 15. Stopień antropopresji – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Drogi wojewódzkie i krajowe	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność dróg krajowych i wojewódzkich
Linie kolejowe	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność czynnych linii kolejowych
Sąsiedztwo zabudowań	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których w odległości maks. 100 m, odnotowano zwartą zabudowę
Przepusty pod drogami	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność nieprzechodnych małych mostów i przepustów, ograniczających swobodną migrację wydry

Tab. 16. Stopień antropopresji – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Drogi wojewódzkie i krajowe	pkt.
a)	< 20%	1
b)	20–30%	0,5
c)	> 30%	0
2.	Linie kolejowe	
a)	<10%	1
b)	10–20%	0,5
c)	>20%	0
4.	Przepusty pod drogami	pkt.
a)	< 30 %	1
b)	30–40 %	0,5
c)	>40 %	0
3.	Sąsiedztwo zabudowań	pkt.
a)	< 10 %	1
b)	10–40 %	0,5
c)	> 40 %	0

Dane dotyczące wydry i jej siedliska na poszczególnych punktach monitoringowych należy wpisać do roboczego formularza danych (Tab. 17).

Tab. 17. Formularz danych dla punktu monitoringowego

Nazwa stanowiska monitoringowego	Data kontroli	Nr punktu	Najbliższa miejscowość	Nazwa rzeki/zbiornika
Dolina Bobru	29.09.2013	4	Sobota	Bóbr
Długość monitorowanego odcinka linii brzegowej (m)	200	Współrzędne geograficzne GPS punktu monitoringowego		
		N 51°5'11"		E 15°39'38"

Szerokość monitorowanego odcinka rzeki	Powierzchnia monitorowanego zbiornika	Opis uzupełniający monitorowanego zbiornika / ciekę wodnego									
25 m	–	Rzeka o naturalnym charakterze w sąsiedztwie niewielkiego drzewostanu. W okolicy ciekę wodnego dominują pola uprawne i niewielkie nadwodne siedliska o charakterze łąkowym. Wzdłuż rzeki zwarte zadrzewienia wierzbowe.									
Obecność i liczba stwierdzonych odchodów	Inne stwierdzone ślady bytowania gatunku (m. in. kopczyków, wydzieliny zapachowej)										
1 odchód	Tropy i 1 miejsce z kopcem										
Obecność i wymiary stwierdzonych tropów (wymiały tylko w monitoringu regionalnym)											
Liczba i wykaz odnotowanych gatunków ryb (wywiady z wędkarzami, analiza zebranych odchodów).					Istniejące miejsca rozrodu płazów*		Potencjalne miejsca rozrodu płazów*				
> 5 gatunków					Tak Nie		Tak Nie				
Dostępność zbiorników wodnych w promieniu 100 m*		Powierzchnia zbiorników wodnych w promieniu 100 m*		Opis zbiorników wodnych w sąsiedztwie							
tak	nie	>30 ha	< 30ha	Brak stwierdzonych zbiorników w promieniu 200 m							
Naturalność koryta rzeki*		Stopień przekształcenia i opis zastosowanych metod regulacji									
naturalny	uregulowany	Brak śladów świadczących o regulacji rzeki									
Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami			Lasy w promieniu 100 m		Potencjał „norowy”*		Tak	Nie	Potencjalne schronienia*	Tak	Nie
80 % odcinka			tak	nie	Zwarte trzcinowiska / łożowiska*		Tak	Nie	Powierzchnia trzcinowisk/łożowisk		
									0 % pokrycia		
Typ zadrzewień*				Drogi wojewódzkie lub krajowe w promieniu 200 m		Linie kolejowe w promieniu 200 m*		Zabudowa w promieniu 50 m*			
ciągłe	kępowe	pojedyncze/brak		Tak Nie		Tak Nie		Tak Nie			
Przepusty i nieprzechodnie mosty*		Opis mostu / przepustu					Charakter zabudowy – część opisowa				
Tak	Nie	W okolicy znajduje się most umożliwiający stosunkowo swobodne przemieszczanie się gatunku wzdłuż koryta, bez potrzeby wychodzenia na drogę.					–				
Inne stwierdzone gatunki		Inne zagrożenia odnotowane na punkcie monitoringowym									
Brak		Brak									

* należy zakreślić właściwą odpowiedź

Zagęszczenie populacji – dodatkowy wskaźnik stanu populacji w monitoringu regionalnym
Zagęszczenie populacji należy analizować jedynie w ramach szczegółowego monitoringu regionalnego (np. obszarów Natura 2000). Określany jest w oparciu o pomiary stwierdzonych tropów wydry. Analiza danych uzyskanych z pomiarów umożliwia na stosunkowo prostą identyfikację poszczególnych osobników. Ponieważ prawdopodobieństwo stwierdzenia

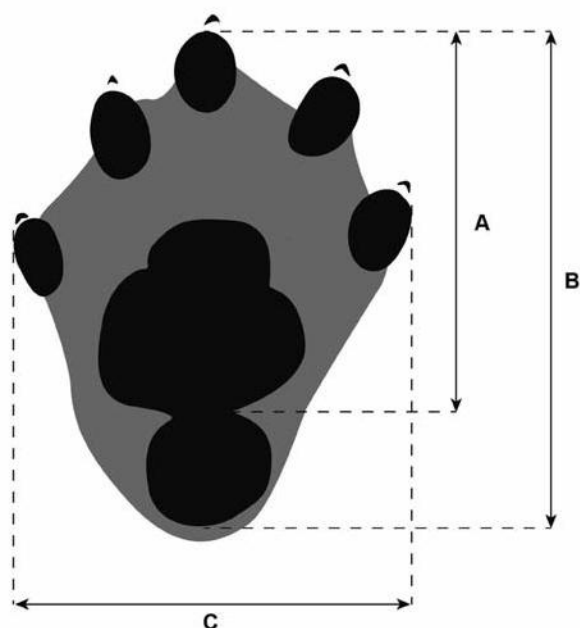
osobników tej samej płci o zbliżonej wielkości tropów (różnica mniejsza niż 1 cm) w bezpośrednim sąsiedztwie jest bardzo niskie (Sidorovich 1991), uzyskane dane mogą zostać z powodzeniem wykorzystane do oceny liczebności lub zagęszczenia gatunku. Na tej samej podstawie możliwa jest ocena struktury populacji i wieku osobników (przy uzyskaniu dodatkowej informacji na temat płci osobnika). Posiadając wiedzę na temat płci i wieku danego osobnika zwiększamy dokładność danych na temat liczebności gatunku, a także dokładniej określić strukturę płciową populacji wydry na danym stanowisku monitoringowym.

Dotychczas, podczas prowadzenia badań monitoringowych mających na celu ocenę zagęszczenia (liczebności) gatunku i ewentualnych zmian w kolejnych latach, wykorzystywano wiele metod badawczych, obejmujących m.in.:

- pomiary tropów wydry podczas tropień prowadzonych na śniegu bądź mulistym czy błotnistym brzegu podłożu,
- obserwacje bezpośrednie w regionach, gdzie wydry wykazują dzienną aktywność prowadzone przez grupę badaczy,
- szacowanie nor w rejonach nadmorskich północnej Europy,
- badania radiotelemetryczne, pozwalające na ciągłe śledzenie wydry i ocenę częstości stwierdzeń na poszczególnych odcinkach rzeki,
- znakowanie schwytanych osobników przy pomocy radioizotopów,
- metody molekularne (gł. DNA fingerprinting), oparte o znajdowane włosy, odchody i inny materiał umożliwiający analizę genetyczną.

Niemniej ze względu na charakter gromadzonych danych i ich przeznaczenie, przy ograniczonych możliwościach czasowych i finansowych, w zasadzie jedyną możliwą do wykorzystania formą oceny liczebności gatunku jest opisana tutaj metodyka oparta o pomiary tropów. Metoda ta, pozwalająca na określenie minimalnej szacunkowej liczebności na danym obszarze, wykorzystywana jest z powodzeniem w kilku europejskich krajach (Sidorovich 1991, Sulkava, Liukko 2007, Sulkava 2007). Uzyskane na monitorowanych powierzchniach wyniki wykorzystywane są do oceny statusu gatunku bądź szacowania przybliżonej liczebności w kraju (Storrank i in. 2002, Sulkava, Sulkava 2009). Badania oceniające dokładność tej metody w porównaniu z wynikami badań telemetrycznych czy genetycznych, wykazały w miarę jednorodne wyniki, szczególnie w przypadku siedlisk o liniowym charakterze (Sidorovich 1991, Ruiz-Olmo i in. 2001, Hájková i in. 2009). W przypadku obszarów charakteryzujących się wysokim zagęszczeniem gatunku ($>0,6$ os/km), w tym np. uzyskiwane w obrębie większych kompleksów stawowych i ich sąsiedztwie, liczebność szacowana w oparciu o prowadzone pomiary tropów może być zaniżona (Ruiz-Olmo i in. 2001, Hájková i in. 2009). Z tego względu, w rejonach o wysokim zagęszczeniu zaleca się przemnożenie uzyskanego wyniku przez stałą 1,5 (liczebność minimalna = liczebność uzyskana \cdot 1,5).

Płeć osobników określana jest zwykle w oparciu o pozostawione ślady moczu i ich względne położenie względem pozostawionych odchodów bądź śladów łap. U samców ślady moczu znajdują się przed pozostawionymi odchodami lub między odcisniętymi tylnymi łapami, natomiast u samic ślady moczu znajdują się na lub za odchodami, relatywnie poza odciskami tylnych łap. Niemniej tego typu ślady możliwe są do odczytania głównie w okresie zimowym, przy zalegającej pokrywie śnieżnej. W pozostałych porach roku identyfikacja płci osobnika na podstawie tego typu śladów jest znacznie utrudniona czy wręcz niemożliwa. Dlatego też dodatkowo zamieszczono tutaj metodę identyfikacji płci osobnika



Ryc. 2. Pomiary tropów wydry. A – długość tropów mierzona od początku palców do końca opuszek międzypalcowych, B – długość mierzona od początku palców do końca opuszki piętowej, C – szerokość tropu (wg Reuther i in. 2001, ryc. T. Zajac).

w oparciu o przeprowadzone pomiary tropów, przy wykorzystaniu analizy dyskryminacyjnej (Mercier, Fried 2004). Metoda ta, opisana poniżej (por. podrozdział „Identyfikacja płci osobnika na podstawie pomiarów tropów”), może być stosowana niezależnie od pory roku.

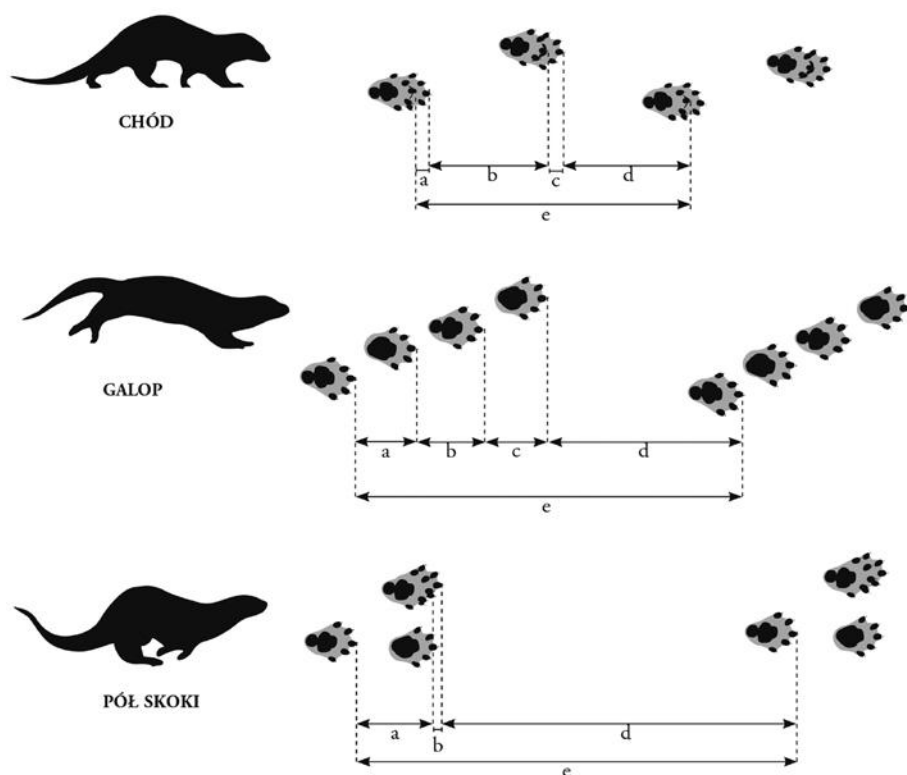
Wymiary tropów wydry zależą od wieku i płci osobnika (Ryc. 2, Tab. 18, 19), natomiast średnie odstępstwa między tropami zależą od płci i sposobu poruszania się zwierzęcia (Ryc. 3, Tab. 20). Należy jednak pamiętać, że w obu przypadkach rozmiary przypisane dla samicy odpowiadają tropom pozostawianym przez młodociane samce. W tabeli 7 przedstawiono zakresy wielkości tropów przypisanych do poszczególnych grup wiekowych wydry (Sidorovich 1991).

Tab. 18. Średnia wielkość tropów dorosłych samców i samic wydry (wg Reuther i in. 2000)

Płeć	długość „A”	długość „B”	szerokość „C”
samce	6,1–6,4 cm	8,2–8,7 cm	5,7–7,1 cm
samice	5,5–5,8 cm	7,6–7,9 cm	5,6–6,6 cm

Tab. 19. Ocena wieku wydry w oparciu o pomiary tropów tylnej łapy (wg Sidorovich 1991)

wiek	całkowita długość tropu – długość „B” (cm)	
	samce	Samice
1-letnie (młode)	5,0–5,9	4,0–4,7
2-letnie (młodociane)	6,0–7,8	4,8–6,5
3-letnie (dorosłe)	7,9–13,5	6,6–11,9



Ryc. 3. Sposoby wykonywania pomiarów układu tropów wydry w zależności od sposobu poruszania się (wg Reuther i in. 2001, ryc. T. Zajęc).

Tab. 20. Pomiary układu tropów (w cm) w zależności od płci i sposobu poruszania (a–d – odstęp między dwoma kolejnymi tropami, e – odległość pomiędzy dwoma kolejnymi odciskami tej samej łapy; wg Reuther i in. 2000)

pomiar	chód		galop		półskoki	
	samiec	samica	samiec	samica	samiec	samica
a	2,6	1,6	9,8	12,6	11,0	–
b	19,2	18,7	13,2	10,3	0,7	–
c	0,7	2,5	9,5	9,9	0,0	–
d	20,0	19,6	39,3	38,4	80,8	–
e	48,5	42,4	71,8	71,2	92,2	–

W trakcie prowadzonych prac terenowych wszystkie znalezione tropy wydry powinny być fotografowane (bez użycia lampy błyskowej) wraz z miarką umożliwiającą późniejsze wyznaczenie skali i przeprowadzenie pomiarów. Udokumentowane w ten sposób tropy (przypisane do określonej lokalizacji GPS) mierzone są przy użyciu darmowego oprogramowania ImageJ (do pobrania na stronie <http://rsb.info.nih.gov/ij/>) bądź Analyzing Digital Images (<http://www.globalsystemscience.org/software/download>). Procedura ta umożliwia

eliminację błędów wynikających z różnic w sposobie i dokładności pomiarów, uzyskanych przez różnych obserwatorów podczas prowadzonych prac terenowych. Średnie uzyskane z pomiarów tropów danego osobnika (oddzielnie określone dla odcisków przednich i tylnych łap) posłużą w dalszej kolejności do oceny liczebności osobników w obszarze. Zaleca się przeprowadzenie przynajmniej 3 pomiarów dla przedniej i tylnej łapy. Jednak w praktyce liczba pomiarów wykonanych do obliczenia średniej jest uzależniona od liczby znalezionych na monitorowanym odcinku odcisków umożliwiających przeprowadzenie pomiarów.

Niwelacja różnic w pomiarach tropów w zależności od charakteru podłoża

Podczas analizy zdjęć należy uwzględnić różnice wielkości odcisniętych tropów w zależności od charakteru podłoża i tego czy odcisnięte są przednie czy tylne łapy. W przypadku tropów odcisniętych na podłożu piaszczystym i mulistym zaleca się zastosowanie odpowiedniego współczynnika korygującego, aby uniknąć bądź zminimalizować ryzyko błędów w interpretacji danych. Długość tropów odcisniętych na piasku są mniejsze od tych znajdujących na błotnistym bądź mulistym podłożu. Zatem uzyskane wyniki pomiaru tropów odcisniętych na błocie należy przemnożyć przez stałą 0,92 w celu ujednolicenia pomiarów z tymi uzyskanymi na podłożu piaszczystym. Podobne rozbieżności występują w przypadku tropów odcisniętych na śniegu i piasku (Reuther i in. 2000). Również w tym przypadku zaleca się wykorzystanie stałej, która pozwoli na ujednolicenie wszystkich pomiarów poprzez przemnożenie pomiarów długości tropów odcisniętych na śniegu przez współczynnik 0,98. Wyraźnie większe rozbieżności obserwujemy przy pomiarach szerokości tropów w zależności od podłoża. W przypadku odcisków przedniej łapy odcisniętych na śniegu odczytaną szerokość należy przemnożyć przez stałą 0,85, tylnej łapy – 0,95.

Reasumując:

- pomiary długości tropów odcisnięte na błocie przemnaża się przez współczynnik 0,92;
- pomiary długości tropów odcisnięte na śniegu przemnaża się przez współczynnik 0,98;
- pomiary szerokości tropów przedniej łapy odcisnięte na śniegu przemnaża się przez współczynnik 0,85;
- pomiary szerokości tropów tylnej łapy odcisnięte na śniegu przemnaża się przez współczynnik 0,95.

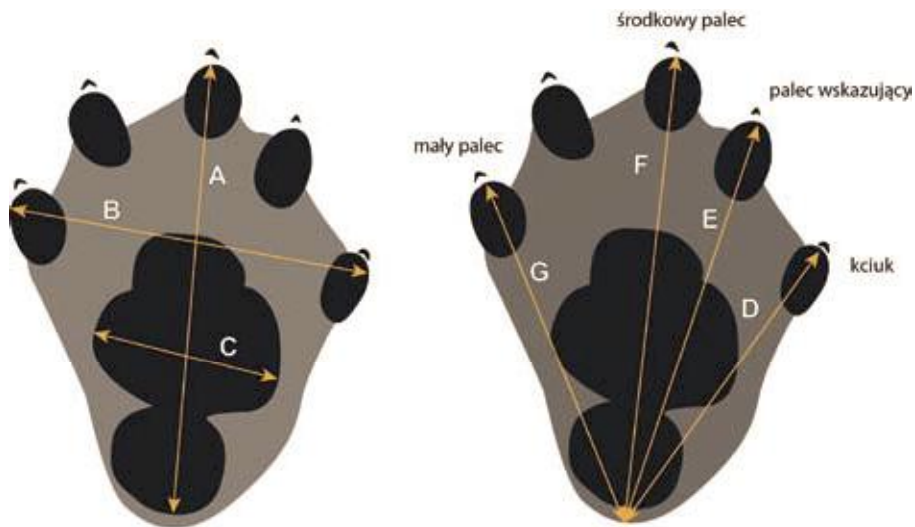
Identyfikacja płci osobnika na podstawie pomiarów tropów

W przypadku dokładnych odcisków tropów tylnej łapy istnieje możliwość określenia płci osobnika przy zastosowaniu analizy dyskryminacyjnej opracowanej dla wydry europejskiej (Mercier, Fried 2004). Płeć określana jest na podstawie uzyskanej wartości współczynnika płci (Y) wyznaczanego przy pomocy opracowanej formuły $Y = (Y_m - Y_f)$, gdzie Y_m oznacza współczynnik przypisany dla samca, Y_f – współczynnik uzyskany dla samicy. Obie wartości otrzymujemy po przemnożeniu każdego z 7 pomiarów (por. tab. 21) przez współczynniki przypisane dla samców i samic i dodaniu stałej B_0 (schemat pomiarów na ryc. 4). Finalną wartość współczynnika Y uzyskuje się przez odjęcie wartości współczynnika przypisanego dla samicy od wartości przypisanej dla samca. Otrzymany wynik ujemny dla współczynnika płci oznacza, że tropy należą do samicy, natomiast wartość dodatnia wskazuje, iż należą one do samca. Im wyższa wartość dodatnia bądź ujemna tym większe prawdopodobieństwo prawidłowego zaklasyfikowania tropów do określonej płci.

Przykład obliczania współczynnika płci:
$$Y(Y_m - Y_f) = [(72.5 * -10,2915888) + (55.83 * 1,78856003) + (32.17 * -1,5458498) + (54.00 * 1,67097378) + (67.33 * -1,23272276) + (72,67 * 15,5776567) + (56.00 * 1,52623034) - 317,205353] - [(72.5 * -7,94367027) + (55.83 * 1,49818182) + (32.17 * -1,19685888) + (54.00 * 1,34144676) + (67.33 * -1,00010705) + (72,67 * 12,5073814) + (56.00 * 1,15367424) - 227,013809] = -9,32724729$$

Tab. 21. Siedem parametrów wykorzystanych przy analizie dyskryminacyjnej dla określenia płci osobników wydry

Użyte parametry	Pomiar	Wskaźniki dyskryminacyjne (b_1, \dots, b_7)	
		samiec	samica
Długość tropu	A	-10,2915888	-7,94367027
Szerokość tropu	B	1,78856003	1,49818182
Opuszka międzypalcowa	C	-1,5458498	-1,19685888
Kciuk	D	1,67097378	1,34144676
Pierwszy palec	E	-1,23272276	-1,00010705
Palec środkowy	F	15,5776567	12,5073814
Mały palec	G	1,52623034	1,15367424
Stała (b_0)		-317,205353	-227,013809



Ryc. 4. Pomiary tropów wykorzystywane przy analizie dyskryminacyjnej płci (wg Mercier, Fried 2004, ryc. T. Zajęc).

Termin i częstotliwość badań

Badania monitoringowe wydry dotyczące stanu populacji należy prowadzić w okresach najlepszej wykrywalności śladów obecności gatunku. Należy przede wszystkim brać pod uwagę silnie wyrażoną sezonowość znakowania terenu przez wydry (Macdonald, Mason 1987). Może ona powodować mniejszą wykrywalność gatunku w porach roku, gdy znakowanie odchodami jest najniższe (Reuther i in. 2000). W warunkach polskiego niżu największą

liczbę odchodów wydry rejestruje się od jesieni do wiosny, natomiast najmniejszą – latem (Romanowski 2000). Oznacza to że najbardziej dogodnym okresem do monitoringu wydry w Polsce są miesiące jesienne i wiosenne (od połowy września do końca kwietnia). Zima z powodu krótkiej pory dziennej i zmiennych warunków pogodowych utrudnia prowadzenie regularnego monitoringu gatunku. Terenowe badania nad wydrą w miesiącach letnich obciążone są ryzykiem gorszej wykrywalności gatunku i zaniżania wskaźników dla gatunku z powodu znajdowania mniejszej liczby odchodów. Dodatkowy wpływ na wykrywalność śladów wydry mają warunki pogodowe. Nie należy prowadzić badań terenowych w trakcie i bezpośrednio po opadach deszczu i śniegu oraz po wezbraniach wód, które częściowo niszczą ślady oraz utrudniają prowadzenie terenowych poszukiwań. Prace monitoringowe powinny być prowadzone z częstością przynajmniej raz na 6 lat.

Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS,
- dokładna mapa topograficzna (zalecana 1:10 000 lub 1:25 000),
- aktualne zdjęcia lotnicze terenu (tzw. ortofotomapy),
- buty wodoodporne lub kalosze (ewentualnie wodery lub spodniobuty),
- aparat fotograficzny,
- suwmiarka lub linijka,
- dalmierz zalecany do pomiaru szerokości rzeki ,
- kamizelka odbłaskowa – gdy poszukiwania wymagają poruszania się po mostach i przechodzenia przez drogi.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku na stanowisku	
Kod i nazwa gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury 1355 wydra <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego
Typ stanowiska	Badawcze/referencyjne Badawcze
Obszary chronione na których znajduje się stanowisko	(Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska, dokumentacyjne itd.) Ostoja nad Bobrem PLH020054, Park Krajobrazowy Doliny Bobru
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) centralnego punktu stanowiska N XX° XX' XX", E XX° XX' XX"
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od ... do ... 180–482 m
Powierzchnia stanowiska	Podać wielkość powierzchni w ha Ponad 20 000 ha
Opis stanowiska	Opisać położenie i charakter terenu, sposób użytkowania Stanowisko monitoringowe obejmuje rzekę Bóbr wraz z jej dopływami, na odcinku od Siedlęcina do Bolesławca. W znacznym stopniu obszar ten obejmuje swoim zakresem teren obszaru Natura 2000 „Ostoja nad Bobrem” i Parku Krajobrazowego Dolina Bobru.

Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Opisać charakter siedlisk gatunku na stanowisku</i> Siedliskiem gatunku na obszarze „Dolina Bobru” są głównie mniejsze dopływy rzeki Bóbr. Obszar obejmuje koryto rzeki Bóbr wraz z dopływami płynącymi przez liczne, głębokie doliny. W bezpośrednim sąsiedztwie rzeki dominują lasy o charakterze mieszanym porastające stoki tutejszych wzgórz, oraz łąki i pastwiska. Pozostała część obszaru jest zajęta przez pola uprawne i zabudowania. Na monitorowanym obszarze zlokalizowany jest duży zbiornik przeciwpowodziowy – „Zbiornik Pilchowski” położony powyżej miejscowości Pilchowice. Pomiędzy nim a Jelenią Górą znajdują się 2 kolejne, mniejsze zbiorniki – Jezioro Wrzeszczyńskie i Jezioro Modre.
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne obserwacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Wydra odnotowywana jest aktualnie na całym monitorowanym odcinku rzeki Bór jak i większości jej dopływów. Pierwsze stwierdzenia gatunku z tego obszaru, po kilkudziesięcioletniej nieobecności, pochodzą z końca lat 80. i początku lat 90. XX w. Wówczas uznawana była za gatunek rzadki i rejestrowana na nielicznych stanowiskach, głównie w północnej części odcinka wyznaczonego do monitoringu, okolicach Bolesławca. Przeprowadzona inwentaryzacja w roku 2013 wykazała już obecność wydry na całym odcinku rzeki Bóbr, od Bolesławca do Jeleniej Góry i większości jej dopływów.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak. Populacja gatunku stabilna jednak wciąż stosunkowo nieliczna, na etapie rekolonizacji, monitorowana od roku 2003. Kontynuacja monitoringu pozwoli na dalszą ocenę zmian w rozmieszczeniu gatunku i śledzenie dalszej ekspansji gatunku na stanowisku, pozwalające na wyznaczenie preferencji gatunkowych i czynników wpływających na osiedlanie się wydry.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Tomasz Zając, Katarzyna Kozyra
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 29.09.2013, 05–08.10.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku							
Parametr / Wskaźniki		Wartość wskaźnika i komentarz			Ocena		
Populacja							
Procent pozytywnych stwierdzeń gatunku		Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność gatunku 65,79%			FV	U1	
Indeks populacyjny		Wskaźnik wyliczamy wg wzoru w oparciu o udział pozytywnych punktów monitoringowych i średnią liczbę odchodów na punkt 11,23			U1		
Roczny wskaźnik trendu populacji ¹		Wskaźnik wyliczamy wg wzoru w oparciu o wartości indeksu populacyjnego w dwóch kolejnych etapach monitoringu Nie analizowany w pierwszym roku monitoringu.			XX		
Zagęszczenie populacji ¹		Ocena liczebności w przeliczeniu na 10 km linii brzegowej Nie analizowany w monitoringu krajowym.			XX		
Siedlisko							
Baza pokarmowa	Biomasa ryb ¹	Średnia biomasa ryb odnotowywana na stanowisku monitoringowym, w przeliczeniu na m ² Nie analizowany w monitoringu krajowym.			pkt. –	FV	FV
	Zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny	Średnia liczba gatunków odnotowywana w rzekach i zbiornikach wodnych stanowiska monitoringowego > 5			pkt. 1		
	Miejsca rozrodu płazów	Udział procentowy punktów monitoringowych na których odnotowano istniejące bądź potencjalne miejsca rozrodu płazów 18,42%			pkt. 1		
	Naturalność koryta cieku	Udział % punktów monitoringowych o brzegach nieuregulowanych i zadrzewionych (z zadrzewieniami kępowymi bądź cięglymi) 69,23%			pkt. 1		

Udział siedliska kluczowego dla gatunku	Udział preferowanych odcinków rzek	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność preferowanych typów cieków wodnych o szerokości powyżej 3 m 76,92%	pkt. 1	FV	FV	
	Obecność preferowanych zbiorników wodnych	Udział procentowy punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność większych zbiorników wodnych i kompleksów stawów o powierzchni >30 ha 8%	pkt. 0,5			
	Obecność mniejszych zbiorników wodnych	Udział procentowy punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność drobnych zbiorników wodnych rodzaju zbiorników wodnych o powierzchni <30ha 25%	pkt. 1			
Charakter strefy brzegowej	Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami	Średni stopień pokrycia brzegów zadrzewieniami obliczany dla stanowiska monitoringowego 65,39%	pkt. 1			
	Lesistość	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu, których odnotowano obecność lasów 71,05%	pkt. 1			
	Stopień regulacji rzek	Wskaźnik określający udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność zdegradowanych i/lub uregulowanych brzegów (brak drzew i krzewów, umocnione brzegi i przekształcone koryto) 13,16%	pkt. 0,5			
	Dostępność schronień	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność istniejących lub potencjalnych schronień 78,95%	pkt. 1			
Stopień antropopresji	Drogi wojewódzkie i krajowe	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie, których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność dróg krajowych i wojewódzkich 7,89%	pkt. 1	U1		
	Linie kolejowe	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność czynnych linii kolejowych >5%	pkt. 1			
	Sąsiedztwo zabudowań	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których z odległości max. 50 m, odnotowano zwartej zabudowy 34,21%	pkt. 0,5			
	Przepusty pod drogami	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność nieprzechodnych małych mostów i przepustów, ograniczających swobodną migrację wydry 34,21%	pkt. 0,5			
Perspektywy ochrony		Krótka prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko Dobra ocena perspektyw ochrony wynika z braku stwierdzonych istotnych czynników, które mogłyby przyczynić się do pogorszenia stanu populacji i siedliska gatunku. Gatunek znajduje się obecnie na etapie rekolonizacji obszaru, co jest przyczyną uzyskanego stosunkowo niskiej oceny dla stanu populacji, przy uzyskanym właściwym stanie zachowania siedliska.		FV		
Ocena ogólna				U1		

*wskaźnik brany pod uwagę jedynie w przypadku wszelkiego typu zbiorników wodnych

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, pla-

nowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań /zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
D01.02	Drogi, autostrady	C	–	Drogi wojewódzkie i krajowe zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
D01.04	Drogi kolejowe, w tym TGV	C	–	Linia kolejowa zlokalizowana w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
G05.11	Śmierć lub uraz w wyniku kolizji	C	–	Drogi o silnym natężeniu ruchu i linia kolejowa, zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
J02.03	Regulowanie (prostownanie) koryt rzecznych i zmiana przebiegu koryt rzecznych	B	–	Rzeka Bóbr na znacznych odcinkach ze zwartą zabudową jest uregulowana.
J03.01	Zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska	B	–	Zbiorniki zaporowe jak i zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia jakości siedlisk gatunku.
J03.02	Antropogeniczne zmniejszenie spójności siedlisk	B	–	Zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia spójności siedlisk gatunku.
J03.02.01	Zmniejszenie migracji / bariery dla migracji	B	–	Sąsiedztwo dróg i linii kolejowych jak i obecność zbiorników zaporowych na rzece Bóbr przyczynia się do zwiększenia efektu barierowego.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
D01.02	Drogi, autostrady	C	–	Drogi wojewódzkie i krajowe zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
D01.04	Drogi kolejowe, w tym TGV	C	–	Linia kolejowa zlokalizowana w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
G05.11	Śmierć lub uraz w wyniku kolizji	C	–	Drogi o silnym natężeniu ruchu i linia kolejowa, zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
J02.03	Regulowanie (prostownanie) koryt rzecznych i zmiana przebiegu koryt rzecznych	B	–	Rzeka Bóbr na znacznych odcinkach ze zwartą zabudową jest uregulowana.
J03.01	Zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska	B	–	Zbiorniki zaporowe jak i zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia jakości siedlisk gatunku.
J03.02	Antropogeniczne zmniejszenie spójności siedlisk	B	–	Zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia spójności siedlisk gatunku.
J03.02.01	Zmniejszenie migracji / bariery dla migracji	B	–	Sąsiedztwo dróg i linii kolejowych jak i obecność zbiorników zaporowych na rzece Bóbr przyczynia się do zwiększenia efektu barierowego.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej, inne gatunki zagrożone (Czerwona księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki); inne wyjątkowe walory obszaru</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne; ewentualnie podać ich liczebność lub zagęszczenie</i> norka amerykańska <i>Mustela vison</i> – średnio liczna, notowana co najmniej od kilkunastu lat na całym odcinku rzeki Bóbr; jenot <i>Nyctereutes procyonoides</i> – średnio liczny, odnotowywany na całym monitorowanym obszarze; piżmak <i>Ondatra zibethicus</i> – mało liczny, liczebność gatunku wyraźnie spada w ostatnich latach
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Brak.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i karograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> <i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę.

Metodyka dla wydry została opracowana w taki sposób, aby monitoring tego gatunku można było łączyć z monitoringiem bobra. Wspólne dla obu gatunków są powierzchnie (stanowiska) monitoringowe, punkty badawcze, odległość poszukiwania śladów oraz termin prowadzenia badań terenowych.

6. Ochrona gatunku

Opis zagrożeń dla gatunku¹

Potencjalne czynniki negatywnie wpływające na populacje wydr można sklasyfikować w trzech kategoriach:

Zanieczyszczenie środowiska. Chociaż dokładna przyczyna spadku liczebności wydr w ostatnim stuleciu przypuszczalnie pozostanie niewyjaśniona, to jednak większość autorów jest zgodna, że proces ten związany był ze skażeniem środowiska przez chloroorganiczne pestycydy, polichlorowane dwufenyle (PCBs) i metale ciężkie, głównie rtęć. Świadczyć o tym może zgodność w czasie, załamania się liczebności wydr wraz ze wzrostem produkcji polichlorowanych dwufenyli i zastosowaniem w Europie nowych pestycydów do powszechnego użycia. Substancje te były stwierdzane w organizmie wydr w koncentracjach zagrażających ich życiu lub upośledzających rozród: np w zagrożonych wyginięciem populacjach wydr z południa Szwecji, Holandii i południa Anglii, stwierdzono średnie koncentracje PCB w tkankach powyżej 50 mg kg⁻¹. Te same związki były zidentyfikowane jako przyczyna załamania liczebności także innych drapieżników, np. sokoła wędrownego (dielidryna, Newton i in. 1993) i fok bałtyckich (PCBs, Olsson i in. 1992).

¹ Podrozdział opracowany na podstawie Romanowski i in. 2010, 2011

Poza pestycydami i metalami ciężkimi, także inne czynniki, jak zanieczyszczenie wód, mogły przyczynić się do spadku liczebności wydry. Brak wydr w wielu rzekach we Włoszech, Francji i Bułgarii jest wyjaśniany właśnie silnym zanieczyszczeniem organicznym i chemicznym tych rzek. Negatywny związek pomiędzy organicznym i chemicznym skażeniem wód powierzchniowych, a rozmieszczeniem wydry stwierdzono także w Polsce (Brzeziński i in. 1996, Romanowski 2000).

Degradacja siedlisk. Niszczenie środowisk wodnych uważane było do niedawna za główną przyczynę spadku liczebności gatunku w całej Europie, np. w ostatnim planie ochrony wydry (Otter Action Plan) badacze z 90% europejskich krajów wymienili niszczenie środowisk wodnych za główne zagrożenie dla wydry. Kanalizacja i regulacja rzek, usuwanie roślinności nadbrzeżnej, budowa tam, melioracja środowisk wodno-błotnych i inne rodzaje antropopresji na środowiska wodne uważane były przez biologów za przyczynę zmniejszania się liczebności i areалу wydry.

W istocie znane są przypadki negatywnego wpływu tego rodzaju działalności człowieka na populację wydr, np. tamy i zbiorniki zaporowe ograniczyły rozmieszczenie wydr na wielu odcinkach rzek w południowej Europie. Także umacnianie brzegów i usuwanie roślinności przybrzeżnej, które towarzyszą melioracjom i regulacjom rzek, odbijają się negatywnie na rozmieszczeniu wydr, co zostało potwierdzone także w warunkach naszego kraju (Romanowski 2000).

Obecnie, gdy zebrano wiele dowodów plastyczności ekologicznej wydry, wśród badaczy wydry panuje przekonanie, że w ubiegłych latach przeceniano rolę fizycznych zmian zachodzących w środowiskach wodnych w procesie załamania populacji tego gatunku w Europie. W szczególności nie udało się potwierdzić, aby niepożądane formy aktywności ludzi, np. wędkarstwo, rekreacja i sporty wodne mogły ograniczać rozmieszczenie gatunku, a wręcz przeciwnie – udokumentowano bardzo wiele przykładów obecności wydry w siedliskach silnie penetrowanych przez ludzi i zwierzęta domowe, a także w pobliżu zabudowań i w obrębie nawet dużych miast. W chwili obecnej uważa się, że z punktu widzenia ochrony wydry, bardziej należy przejmować się redukcją rybostanu w środowiskach wodnych niż np. rekreacją i turystyką. Należy jednak pamiętać, że ekosystemy wodne są bardzo wrażliwe na zmiany wywołane działalnością człowieka, oraz że złożone powiązania wydry z różnymi elementami środowiska są jeszcze nie do końca wyjaśnione.

Zabijanie przez człowieka. Przez wiele dziesięcioleci wydry były obiektem intensywnych polowań i tępienia przez ludzi. Na wydry polowano dla ich cenionego futra (będącego wzorcem trwałości w przemyśle futrzarskim) a także z powodu praktykowanego przez wiele lat w tzw. „nowoczesnym” (obecnie już przestarzałym) łowiectwie zwyczaju zwalczania „szkodników – drapieżników”. Szczególnie okrutny rodzaj polowania na wydry z psami utrwalił się wśród angielskich myśliwych.

Tępienie wydr mogło być dodatkowym czynnikiem, który wraz ze skażeniem środowiska przez pestycydy, polichlorowane dwufenyle i metale ciężkie spowodował załamanie się liczebności gatunku w Europie. Obecnie w większości krajów wydra objęta jest całoroczną ochroną, co w połączeniu z okresowym spadkiem mody na noszenie naturalnych futer dzikich zwierząt zapewniło temu gatunkowi „parasol ochronny”. Nielegalne kłusownictwo, głównie na stawach hodowlanych, nadal pozostaje problemem w wielu częściach areálu wydry i może mieć negatywny wpływ na ich występowanie jedynie w lokalnej skali. Jak

wskazują ostatnie badania z różnych krajów, nielegalne pozyskiwanie nie jest w stanie powstrzymać procesu odbudowy populacji wydr w Europie, natomiast narastającym zagrożeniem jest śmiertelność na drogach w wyniku kolizji z samochodami, co jest główną przyczyną śmiertelności reintrodukowanej lokalnej populacji wydr w Holandii.

Zgodnie z wykładnią przepisów obowiązujących do wprowadzenia aktualnego „Rozporządzenia Ministra Środowiska z 12 października 2011 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt w Polsce” (Dz.U. 2011, nr 237 poz. 1419), wydra nie podlegała wówczas ochronie na obszarach stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane i mogła być legalnie odstrzeliwana w liczbie do kilku, a nawet kilkunastu osobników na kompleks stawów w ciągu roku. Niestety brak jest danych o wielkości rocznej redukcji wydry w skali województw i kraju. Brak jest także statystyk śmiertelności wydr na drogach.

Stan zagrożenia gatunku w Polsce

Wydra nie jest gatunkiem zagrożonym wyginięciem w Polsce, przeciwnie, w ostatnich dekadach następuje szybki proces odbudowy liczebności i areалу gatunku w kraju (Brzeziński i in. 1996, Romanowski 2000, 2006). Obecnie śmiertelność wydry w wyniku tępienia przez ludzi oraz kolizji z samochodami utrzymuje się na takim poziomie, który nie hamuje dalszej ekspansji gatunku. Przewidując dalszy wzrost populacji wydry, za główne zagrożenia należy uznać te, które są związane ze stawami hodowlanymi: możliwość zaostrzenia się konfliktu na stawach rybnych, co może prowadzić do wzrostu liczby zabijanych wydr. Należy tu podkreślić rosnące u hodowców ryb odczucie presji na rybostany ze strony wydr (Kłoskowski 2011). Kolejnymi ważnymi problemami wydają się być dalsza dynamiczna regulacja rzek i budowa tam, wzrost śmiertelności na drogach (potęgowany przez szybki rozwój motoryzacji i budowę nowych dróg) oraz kłusownictwo w celu pozyskania futer.

Proponowane działania ochronne

Wydra jest wymieniona w załącznikach II i IV Dyrektywy Siedliskowej, co nakłada obowiązek ochrony gatunku i jego środowisk. Do podstawowych proponowanych działań ochronnych należą:

1. Podjęcie działań zmierzających do zmniejszenia śmiertelności wydr: tworzenie bezpiecznych przejść na odcinkach zwiększonej śmiertelności wydry w pobliżu środowisk wodnych w projektach budowy lub modernizacji dróg i linii.
2. Podjęcie działań zmierzających do ochrony środowisk wydry:
 - przeciwdziałanie programom regulacji cieków wodnych negatywnie wpływających na jakość siedlisk wydry i uwzględnienie działań rekompensujących dla wydry, w przypadku wystąpienia nadrzędnych celów umożliwiających zrealizowanie przedsięwzięcia przy braku możliwości zastosowania metod alternatywnych i wdrożenia środków minimalizujących. Decyzje powinny być oparte o ustawy i dyrektywy szczegółowo określające sytuacje w przypadku, których możliwe są odstępstwa o obowiązujących przepisów.
 - zapewnienie ochrony odpowiedniej ilości siedlisk wydry w ramach Natura 2000.
 - spowodowanie aby wszelkie prace w dolinach rzek wykonywane były z uwzględnieniem wymagań środowiskowych wydry: m.in. zachowanie starorzeczy, zadrzewień,

starych drzew, utrzymanie odpowiedniej jakości wód i eliminacja źródeł zanieczyszczeń. W znacznym stopniu obowiązek tego typu nakładają przyjęte dyrektywy i ustawy (m. in. Ramowa Dyrektywa Wodna ², Prawo wodne ³, Prawo ochrony środowiska⁴, Ustawa o ochronie przyrody).

Przykłady konkretnych działań ochronnych dla wydry, w tym opis zalecanych bezpiecznych przejść dla gatunku zostały szczegółowo opisane w następujących publikacjach: „Wydra ambasador czystych wód” (Romanowski i in. 2010) i „Program ochrony wydry *Lutra lutra* w Polsce” (Romanowski i in. 2010, 2011).

7. Literatura

- Arendal J., Johnsson M. 2011. Otters and Rail Ways – An Assessment of Trains as a Threat to the Otter population in Sweden. XIth International Otter Colloquium. Hystrix, It. J. Mamm. Supplement, 79.
- Brzeziński M., Romanowski J., Cygan J. P., Pabin B. 1996. Otter *Lutra lutra* distribution in Poland. Acta Theriologica 41, 2: 113–126.**
- Chanin P. 2003. Monitoring the *Lutra lutra*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 10, English Nature, Peterborough.
- Chapman P.J. and Chapman L. L. 1982. Otter survey of Ireland 1980–81. Vincent Wildlife Trust, London.
- Crawford A., Jones A., McNulty J. 1979. Otter survey of Wales 1977–78. Society for the Promotion of Nature Conservation / Nature Conservation Council, London.
- Durbin L.S. 1996. Some changes in the habitat use of a tree-ranging female otter *Lutra lutra* during breeding. Journal of Zoology, London, 240: 761–64.
- Durbin, L.S. 1998. Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of northern Scotland. Journal of Zoology, London, 245: 85–92.
- Erlinge S. 1968. Food studies on captive otters (*Lutra lutra*). Oikos 19: 259–270.
- Green J. and Green R. 1980. Otter survey of Scotland 1977–79. Vincent Wildlife Trust, London.
- Green J., Green R. i Jefferies D.J. 1984. A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on Perthshire river system. Lutra 27: 85–145.
- Hájková P., Zemanová B., Roche K., Hájek B. 2009. An evaluation of field and noninvasive genetic methods for estimating Eurasian otter population size. Conserv. Genet. 10: 1667–1681.
- Jenkins D. 1980. Ecology of otters in northern Scotland. I. Otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974–79. Journal of Animal Ecology 49: 713–735.
- Jędrzejewska B., Sidorovich V.E., Pikulik M.M. i Jędrzejewski W. 2001. Feeding habits of the otter and American mink in Białowieża Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. Ecology 24: 165–180.**
- Kloskowski J. 2011. Human – wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. European Journal of Wildlife Research 57: 295–304.
- Körbel O. 1994. Hindering Otter *Lutra lutra* Road Kills Part 1. IUCN Otter Spec. Group Bull. 10: 14–20.
- Kruuk, H., Carss, D.N., Conroy J.W.H. and Durbin, L. 1993. Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. Symposium of the Zoological Society of London 65: 171–191.
- Lenton E. J., Chanin P. R. F. & Jefferies D. J. 1980. Otter survey of England 1977–79. Nature Conservancy Council, London.
- Macdonald S. M. 1990. Surveys. W: Otters; an action plan for their conservation (red. Foster-Turley P., Macdonald S. and Mason C.). IUCN Species Survival Commission, Gland. s. 8–10.
- Mercier L., Fried G. 2004. Preliminary Study of the Tracks of Captive Otters (*Lutra lutra*) as a Tool for Field Research. IUCN Otter Species Group Bulletin 21(2): 94–99.

² Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.

³ Ustawa z 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz.U. 2001 Nr 115 poz. 1229 ze zm.)

⁴ Ustawa z 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627 ze zm.)

- Newton I., Wyllie I., Asher A. 1993. Long-term trends in organochlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain. *Environmental Pollution* 79: 143–151.
- Olsson M., Karlsson B., Ahnland E. 1992. Diseases and environmental contaminants in seals from the Baltic and the Swedish west coast. *Science of The Total Environment* 154: 217–227.
- Philcox C.K., Grogan A.L. and Macdonald D.W. 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 748–762.
- Poledník L., Poledníková K., Větrovcová J., Hlaváč V. and Beran V. 2011. Causes of deaths of *Lutra lutra* in the Czech Republic (Carnivora: Mustelidae). *Lynx*, n.s. (Praha) 42: 145–157.
- Reuther C., Dolch D., Green R., Jahrl J., Jefferies D. J., Krekemeyer A., Kucerova M., Madsen A. B., Romanowski J., Roche K., Ruiz-Olmo J., Teubner J., Trindade A. 2000 – Surveying and Monitoring Distribution and Population Trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Guidelines and Evaluation of the Standard Method for Surveys as recommended by the European section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group – Habitat, Hankensbuttel, 12: 1–152.
- Romanowski J. 2000. Wybiórczość środowiskowa wydry w trakcie rekolonizacji. Praca doktorska, Instytut Ekologii PAN. Maszynopis.
- Romanowski J. 2006. Monitoring of the Otter recolonisation of Poland – *Hystrix It. J. Mammal.* (n.s.) 17 (1): 37–46.
- Romanowski J. 2013. Detection of otter *Lutra lutra* signs in a survey of central and eastern Poland: methodological implications. *Polish Journal of Ecology* 61: 597–604.**
- Romanowski J., Brzeziński M., Cygan J. P. 1996. Notes on the technique of the otter field survey. *Acta Theriologica* 41, 2: 199–204.
- Romanowski J., Zajac T., Orłowska L. 2010. Wydra. Ambasador czystych wód. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
- Romanowski J., Orłowska L., Zajac T. 2011. Program ochrony wydry *Lutra lutra* w Polsce. Krajowa strategia gospodarowania wydrą. SGGW, Warszawa.
- Romanowski J., Brzeziński M., Żmihorski M. 2013. Habitat correlates of the Eurasian otter *Lutra lutra* recolonizing Central Poland. *Acta theriologica* 58, 2: 149–155.**
- Ruiz-Olmo J., Lopez-Martin J.M. & Palazón S. 2001: The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 254: 325–336.
- Sidorovich V.E. 1991. Structure, reproductive status and dynamics of the otter population i Byelorussia. *Acta Theriologica* 36, 1–2: 153–161.
- Sjöasen T. 1997. Movements and establishment of reintroduced European otters *Lutra lutra*. *Journal of Applied Ecology* 34: 1070–1080.
- Storränk B., Sulkava R., Liukko U.M. 2002. Testing a method to monitor the otter (*Lutra lutra*) population in Finland – a pilot study based on snow tracking. *IUCN Otter Species Group Bulletin* s. 346–350.
- Sulkava R. 2007. Snow tracking: a relevant method for estimating otter *Lutra lutra* populations. *Wildlife Biology* 132: 208–218.
- Sulkava R., Liukko U. 2007. Use of snow-tracking methods to estimate the abundance of otter (*Lutra lutra*) in Finland with evaluation of one-visit census for monitoring purposes. *Annales Zoologici Fennici* 44: 179–188.
- Sulkava R., Sulkava P., Sulkava P. 2009. Source and sink dynamics of density-dependent otter (*Lutra lutra*) populations in rivers of central Finland. *Oecologia* 153: 579–588.
- Urban P. 2000. Úkryty vydry riečnej (*Lutra lutra*) na Slovensku. *Lynx* 31: 133–142.
- Zajac T. 2008. Wydra *Lutra lutra* w Karkonoszach. *Opera Corcontica* 45: 163–177.

Opracowali: Jerzy Romanowski, Tomasz Zajac i Katarzyna Kozyra