



Paweł Pawlaczyk

EKOLOGICZNE PROBLEMY OCHRONY RZEK W POLSKICH OBSZARACH NATURA 2000

Ecological problems of river conservation in Polish Natura 2000 sites

ABSTRAKT: Problemy ochrony obszarów Natura 2000 w Polsce ogniskują się w obszarach rzecznych. Interpretacja kilku typów rzecznych i aluwialnych siedlisk przyrodniczych (3220, 3230, 3240, 3260, 3270, 6430, 6440, 91E0) nie jest w Polsce jednoznaczna i bywa niesłusznie zawężana tylko do płatów odpowiedniej roślinności, podczas gdy z sensu dyrektywy siedliskowej wynika raczej interpretacja siedlisk przyrodniczych jako większych geoeosystemów. Kluczowe wymagania ekologiczne siedlisk przyrodniczych i gatunków chronionych w sieci Natura 2000 obejmują: naturalną dynamikę fluwialną koryta rzecznego, naturalną zmienność przepływów i poziomów wód oraz okresowe rozlewanie się wód w dolinie, ciągłość ekologiczną rzeki, obecność żywych i martwych drzew zarówno na brzegach, jak i w korycie, naturalne strefy brzegowe, jakość wody, niekiedy niski poziom presji rekreacji wodnej. Niejednoznaczne jest oddziaływanie bobra *Castor fiber* na inne rzeczne przedmioty ochrony obszarów Natura 2000, ale w większej skali przestrzennej korzyści z przekształcania środowiska przez bobry mogą przeważać nad lokalnymi stratami przyrodniczymi. Skuteczna ochrona rzek w sieci Natura 2000 wymaga zaakceptowania dynamiki przedmiotów ochrony i probabilistycznego charakteru wielu oddziaływań. Często konieczne jest stosowanie środków ochrony w dużej odległości od przedmiotów ochrony, np. w całej zlewni. Niekiedy można i warto wykorzystać do rewitalizacji rzek procesy ich spontanicznej renaturyzacji, wymaga to jednak zaniechania lub ograniczenia niektórych działań przekształcających rzeki lub utrzymujących je w stanie przekształconym. Stosowane w Polsce mechanizmy planowania ochrony obszarów Natura 2000 nie są dobrze dostosowane do tej specyfiki.

SŁOWA KLUCZOWE: Natura 2000, planowanie ochrony, plany zadań ochronnych, siedliska przyrodnicze 3150, 3220, 3230, 3240, 3260, 3270, 91E0, dynamika fluwialna, Ramowa Dyrektywa Wodna, cele środowiskowe dla wód i obszarów chronionych

ABSTRACT: The problems of Natura 2000 sites management in Poland focus on riverine areas. Interpretation of several types of river and alluvial habitats (3220, 3230, 3240, 3260, 3270, 6430, 6440, 91E0) is not unequivocal in Poland and sometimes it is wrongly narrowed only to patches of representative vegetation, while the idea behind the Habitats Directive promotes interpreting habitat types rather as larger geoeosystems. Among the crucial ecological requirements of the natural habitats and species protected in the Natura 2000 network there are: natural fluvial dynamics of a river channel, natural variability of river flow and water levels, including periodic floods in floodplains, ecological connectivity of a river, presence of trees on banks and woody debris in river channels, natural riparian zones, water quality and, sometimes, low level of pressure from river recreation. The impact of the Eurasian Beaver *Castor fiber* on the other interest features of Natura 2000 sites is equivocal; however, the benefits from habitat modification at large spatial scale may surpass the local ecological losses. Effective conservation of rivers in the Natura 2000 network requires accepting the dynamics of protected features and probabilistic nature or numerous impacts. Conservation measures often must be applied at some distance from the interest features, e.g. in the whole catchment area. Passive river restoration, which needs abandoning or limiting river modification and maintenance, is sometimes the possible and worthwhile option. Polish mechanisms of Natura 2000 management planning are not properly adapted to such specificity.

KEY WORDS: Natura 2000, protected areas management planning, plans of conservation measures, natural habitats 3150, 3220, 3230, 3240, 3260, 3270, 91E0, fluvial dynamics, Water Framework Directive, environmental objectives for waters and protected areas

1. Wstęp

Wyznaczona w Polsce sieć obszarów Natura 2000 w znacznym stopniu nakłada się z systemem rzeczny. W 61% wyznaczonych w Polsce Jednolitych Części Wód Rzecznych, ciek istotny JCW przynajmniej odcinkowo znajduje się w granicach jakiegoś obszaru Natura 2000. Spośród polskich obszarów Natura 2000, 74% zawiera w swoich granicach jakiś ciek naturalny (dane z własnych analiz GIS). W 63% polskich obszarów Natura 2000 przedmiotem ochrony jest przynajmniej jeden gatunek lub typ siedliska przyrodniczego związanego z ciekami (analiza własna na bazie danych o obszarach Natura 2000). Za „zależne od wód” (co prawda, nie tylko rzecznych) uznano 776 polskich obszarów Natura 2000, tj. 79% ich liczby (Hobot et al. 2013), uznając że konieczne jest wyznaczenie dla nich odrębnych celów środowiskowych w sensie Ramowej Dyrektywy Wodnej i Prawa Wodnego.

Równocześnie, stan związanej z rzekami przyrody, także w obszarach Natura 2000, nie jest dobry. Stan ochrony większości rzecznych siedlisk i gatunków chronionych w sieci Natura 2000 został w skali kraju oceniony jako zły (Cierlik et al. 2013). Większość związanych z rzekami i dolinami rzecznyimi gatunków ptaków zmniejsza swoją liczebność (Chodkiewicz et al. 2016).

Wiele problemów funkcjonowania i ochrony polskich obszarów Natura 2000 jak w soczewce ogniskuje się właśnie w obszarach rzecznych oraz w zagadnieniu ochrony ekosystemów rzecznych i gatunków od rzeki zależnych.

2. Problemy z interpretacją niektórych rzecznych i nadrzecznych siedlisk przyrodniczych

Przedmiotem ochrony w sieci Natura 2000 są wybrane gatunki i wybrane typy ekosystemów (siedlisk przyrodniczych) – ujęte w odpowiednich załącznikach dyrektywy siedliskowej (Dyrektywa 1992). Skuteczna ich ochrona wymaga najpierw zdefiniowania, co dokładnie za taki chroniony gatunek lub ekosystem należy rozumieć.

Co najmniej dla kilku typów rzecznych siedlisk przyrodniczych, odpowiedź na to pytanie nie jest oczywista (por. także Jermaczek-Sitak 2015), co więcej – rozpowszechnione w Polsce podejścia nie zawsze są zgodne z treścią odpowiedniego załącznika dyrektywy i oficjalną jego interpretacją (European Commission 2013), zwłaszcza że ta ostatnia również niekiedy jest sformułowana w sposób niejednoznaczny (także w oficjalnym podręczniku EU w niektórych definicjach chronionych siedlisk przyrodniczych użyte są łącznie kryteria, których zastosowanie prowadziło do różnego rozumienia typu siedliska).

Siedliska przyrodnicze o kodach 3220, 3230, 3240 ujęte są w załączniku dyrektywy siedliskowej odpowiednio pod nazwami: górskie rzeki z pionierską roślinnością zielną, górskie rzeki z krzewiastą roślinnością z wrzesnią pobrzną *Myricaria germanica*, górskie rzeki z krzewiastą roślinnością z wierzbą siwą *Salix eleagnos* (European Commission 2013). Cała grupa siedlisk przyrodniczych wód płynących opatrzona jest także ogólnym opisem, mówiącym że chodzi o „odcinki cieków o naturalnej lub półnaturalnej dynamice”. Tymczasem, polskie nazwy odpowiednich typów siedlisk (Obwieszczenie 2014) brzmią: „Pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków”, „Zarośla wrzesni na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków (*Salici-Myricarietum*, część – z przewagą wrzesni)”, „Zarośla wierzb siwej na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków (*Salici-Myricarietum*, część – z przewagą wierzb)”. Czy więc przedmiotem ochrony jest cała rzeka, której charakter wyraża się występowaniem kamieńców z odpowiednią roślinnością, czy tylko sama typowa roślinność na kamieńcach?

Polski szczegółowy katalog siedlisk przyrodniczych mówi o samych kamieńcach, tj. „płatach lub pasach wzdłuż koryta rzeczno” (Perzanowska i Mróz 2004a, b, c). W wytycznych do monitoringu i oceny stanu ochrony (Perzanowska 2012a, b, c) siedliska 3230 i 3240 definiowane są jako „zarośla”, ale już siedlisko 3220 – jako „nieuregulowane fragmenty koryt górskich potoków i rzek wraz

ze żwirowiskami i kamieńcami, odkładającymi się w zakolach cieków i wzdłuż koryta rzecznego oraz w postaci wysepek i łąch żwirowych¹. Jednak konkretne procedury monitoringu i zaproponowane wskaźniki także w przypadku siedliska 3220 dotyczą głównie roślinności kamieńców, a nie koryta rzecznego z kamieńcami.

Problem rozumienia rzecznych siedlisk kamieńcowych (fot. 1) staje się szczególnie istotny przy podjęciu próby zaplanowania ich ochrony. Gdy siedliska te rozumieć tylko fitosocjologicznie, jako odpowiednie zbiorowiska roślinne na kamieńcach, ich ochrona może być ograniczana do zachowania istniejących w danej chwili kamieńców i charakteru ich pokrywy roślinnej, np. zapobieganiu fizycznemu niszczeniu, inwazji gatunków obcych itp. Gatunkami typowymi siedliska będą tylko ładowe rośliny i zwierzęta. Nieuchronnie, areal tak rozumianego siedliska będzie 'pulsujący' – powierzchnia kamieńców, zwłaszcza pionierskich, w oczywisty sposób zależy od poziomu wody w rzece. Gdy odpowiednie siedliska rozumieć szerzej, ekosystemowo (jak było chyba intencją dyrektywy) – ich ochrona jest ochroną całej rzeki wraz z procesami morfologii fluwialnej odpowiadającymi za dynamiczną trwałość kamieńców jako elementu koryta rzecznego. Arealem siedliska będzie cały odcinek koryta rzeczno-gatunkami typowymi siedliska mogą być, oprócz roślin typowych dla kamieńców, także ryby i inne zwierzęta wodne¹.

Zupełnie analogiczny problem dotyczy

siedliska przyrodniczego o kodzie 3270

– nazwanego w dyrektywie (European Commission 2013) „Rzeki z mulistymi brzegami z roślinnością z *Chenopodium rubri* p.p. i *Bidentation* p.p.”, a w Polsce (Borysiak 2004, Obwieszczenie 2014, Nobis 2012) rozumianego jako „Zalewane muliste brzegi rzek z roślinnością *Chenopodium rubri* p.p. i *Bidentation* p.p.”. Czy przedmiotem ochrony są namuliska z odpowiednią roślinnością (których odsłonięcie, a w konsekwencji rozwój roślin, zależy od chwilowego poziomu wody w rzece), czy też raczej cała rzeka, której reżim hydrologiczny i dynamika fluwialna sprzyja tworzeniu i okresowemu odsłanianiu odsypów zbudowanych z drobnocząsteczkowych sedymentów?

Rozmaicie interpretowane bywa **siedlisko przyrodnicze 3260** - Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (*Ranunculus fluitantis*). W tym przypadku jasne jest przynajmniej, że chodzi o całe odcinki rzek, a nie tylko o same płyty charakterystycznej roślinności. Niektóre opracowania (Puchalski 2004, 2008) ujmują „rzeki włosienicznikowe” szeroko, jako grupę rzek definiowanych raczej przez określone cechy hydrologiczno-ekologiczne (obecność reofilnych makrofitów, w tym mszaków wodnych, dno piaszczysto-żwirowe, duża rola zasilania podziemnego i procesów hyporeicznych) i dość szeroką grupę wskaźnikowych roślin wodnych. Dopuszczają tym samym zaliczenie do tego typu ekosystemu także rzek (lub ich odcinków), w których włosieniczniki w ogóle nie występują, a cechami wyróżniającymi jest np. obecność płatów rzęśli, zanurzonych mszaków, prądolubnych form łączenia baldaszkowego *Butomus umbellatus*, czy same dobrze rozwinięte strefy hyporeiczne np. z dominacją potoczniaka *Berula erecta*, przetaczniaka bobowniczka *Veronica beccabunga* czy rukwi wodnej *Nasturtium officinale*. Inne ujęcia (np. Szoszkiewicz i Gebler 2012) ujmują jednak siedlisko wąsko, ograniczając je tylko do odmian z dominacją włosieniczników. Istnieją także próby ujęć pośrednich (np. Szpikowski 2016).

Nawet w przypadku rzeki z włosienicznikami, problematyczne może być ujęcie jej odcinków śródlęśnych, silnie zacienionych,

1 Pojęcie „typowych gatunków siedliska przyrodniczego” w różnych krajach UE używane jest bardzo rozmaicie (European Topic Centre 2013). Zdaniem Autora artykułu, najbardziej przekonujące i konstruktywne jest podejście polegające na zaliczaniu do tej grupy „gatunków wiernych danemu ekosystemowi, a przy tym będących papierkiem lakmusem dobrego stanu ekologicznego ekosystemu”. W konsekwencji, nie tylko gatunki roślin, ale także flagowe gatunki zwierząt (nieujęte samodzielnie w załącznikach dyrektywy), mogą być uważane za gatunki typowe dla danego typu siedliska przyrodniczego. Podejście takie, choć nie dominuje w skali całej Unii Europejskiej, jest jednak stosowane, np. dla rzecznych siedlisk przyrodniczych w Belgii, Luksemburgu, Holandii, Hiszpanii, Finlandii, Szwecji, na Litwie i Łotwie (European Topic Centre 2013).



Fot. 1. Kamieńcowa rzeka Białka Tatrzańska. Czy chronionym siedliskiem przyrodniczym jest cała rzeka czy tylko płyty kamieńców z określoną roślinnością? (fot. Paweł Pawlaczyk).

Photo 1. An alpine river Białka Tatrzańska. Should the protected habitat type be interpreted as the whole river or only as gravel bars with specific vegetation? (photo by Paweł Pawlaczyk).



Fot. 2. Śródleśna rzeka Bielawa na Pomorzu, reprezentująca siedlisko przyrodnicze 3260 (rzeki włosie-
nicznikowe), mimo że na zaciemnionych, śródleśnych odcinkach roślinność podwodna praktycz-
nie nie występuje (fot. Paweł Pawlaczyk).

Photo 2. A forested river Bielawa in Pomerania represents the habitat type 3260 (rivers with water-
crowfoots), although submerged vegetation is virtually absent from the shaded forest stretches
(photo by Paweł Pawlaczyk).

praktycznie pozbawionych roślinności wodnej, a więc i typowych gatunków roślin – co często się zdarza (fot. 2).

Przyjęta w Polsce metoda oceny stanu ochrony siedliska (Szoszkievicz i Gebler 2012) wymaga do uznania stanu ochrony za właściwy zarówno naturalności hydromorfologicznej, jak i obfitości włosieniczników. Przy jej formalnym i literalnym stosowaniu, takie zupełnie naturalne, ale śródlęne i zacienione odcinki, jeśli nawet zostaną zakwalifikowane jako siedlisko 3260, to ocenione zostaną jako będące w złym stanie ochrony, co zupełnie nie odpowiada ich rzeczywistemu stanowi ekologicznemu. Z drugiej strony, zwłaszcza w południowej Polsce często zdarza się obfite występowanie włosieniczników w ciekach silnie przekształconych morfologicznie.

Siedlisko przyrodnicze 6440 – łąki sełernicowe – w Polsce jest identyfikowane na podstawie występowania gatunków charakterystycznych związku *Cnidion*, tj. zaliczane są do niego tylko płaty łąk, w których te gatunki zostały stwierdzone. Już jednak po drugiej stronie Odry, w Brandenburgii, ten sam typ siedliska identyfikowany jest w dolinach dużych rzek na podstawie znacznie dłuższej listy gatunków wskaźnikowych, związanych ogólnie z łąkami zalewowymi, jednak dość wszędobylskich i bardzo pospolitych, jak choćby *Alopecurus pratensis*, *Deschampsia caespitosa*, *Holcus lanatus* czy *Ranunculus repens* – skutkiem czego do tego typu siedliska są zaliczane niemal wszystkie łąki położone w strefie zalewów (Jermaczek-Sitak 2015).

Wątpliwości interpretacyjne i trudności przy kartowaniu w terenie dotyczą **siedliska przyrodniczego 6430** – ziołorośla górskie (*Adenostylion alliariae*) i ziołorośla nadrzeczne (*Convolvuletalia sepium*). Europejska definicja (European Commission 2013) mówi o “wilgotnych, nitrofilnych okrajowych zbiorowiskach wysokich bylin wzdłuż cieków i na skrajach zadrzewień, należących do rzędów *Glechometalia hederaceae* i *Convolvuletalia sepium* (*Senecion fluviatilis*, *Aegopodion podagrariae*, *Convolvulion sepium*, *Filipendulion*)”. Dotychczasowe polskie interpretacje (Mróz 2004, Mróz et al. 2012) zawężają rozumienie siedliska praktycznie tylko do zbiorowisk

welonowych z kielisznikiem zaroślowym *Calystegia sepium*. Terenowa identyfikacja i kartowanie płątów tego siedliska jest dodatkowo utrudniona przez pionowe rozwinięcie welonów, zazębiających się często z nadrzeczными zadrzewieniami (por. niżej).

Zróznicowane jest podejście do wąskich pasów zadrzewień nad brzegami rzek i ich ewentualnego ujmowania jako chronionego siedliska przyrodniczego. Zwykle w takich zadrzewieniach kompozycja gatunkowa warstwy drzew i krzewów zbliżona jest do kompozycji łągów (**siedlisko przyrodnicze 91E0**), a skład runa bywa albo łągowy (91E0) albo typowy dla nadrzecznych ziołorośli (**siedlisko przyrodnicze 6430** w szerszym rozumieniu, por. wyżej). Mimo dużego znaczenia funkcjonalnego, płaty takich ekosystemów są często pomijane przy kartowaniu terenowym, ze względu na liniowy kształt i niewielką powierzchnię – mimo że europejska definicja siedliska 91E0 (European Commission 2013) wyraźnie mówi o włączeniu w jego zakres analogicznych struktur z innych stref geograficznych: wierzbowych lasów galeriowych z *Salix alba*, a inne typy galeriowych zadrzewień nadrzecznych – występujące w Europie Południowej galerowe zadrzewienia z *Platanus orientalis* i *Liquidambar orientalis* są tam wręcz klasyfikowane jako odrębne chronione siedlisko 92C0.

Skala takich niejednoznaczności dotyczących rzecznych i przyrzecznych siedlisk przyrodniczych jest większa niż w przypadku innych grup siedlisk. Szczególnie ostro zaznacza się tu niepełna przydatność wąskiego podejścia fitosocjologicznego, identyfikującego siedliska przyrodnicze ze ściśle określonymi syntaksonami roślinności. Biorąc pod uwagę cel dyrektywy siedliskowej, deklarowany w jej art. 2.1: „przyczynienie się do zapewnienia różnorodności biologicznej poprzez ochronę siedlisk przyrodniczych...”, a także genezę listy chronionych typów siedlisk przyrodniczych (wywodzącej się ze spójnej i hierarchicznej klasyfikacji wszystkich biotopów Palearktyki (Devilliers i Devilliers-Terschuren 1996) rozwiniętej następnie jako tzw. klasyfikacja EUNIS (European Environmental Agency 2017), szerokie ujmowanie poszczególnych

typów siedlisk wydaje się bardziej właściwe. Płaty roślinności o określonym charakterze fitosocjologicznym traktować trzeba tylko jako zmienną i dynamiczną manifestację występowania i funkcjonowania poszczególnych typów ekosystemów rzecznych – siedlisk przyrodniczych, a granice siedlisk nie mogą być identyfikowane ze zmiennymi zasięgami płatów roślinności.

3. Kluczowe wymagania ekologiczne chronionych siedlisk i gatunków

3.1. Dostępne zestawienia przeglądowe

Dostępna wiedza o wymaganiach ekologicznych gatunków i siedlisk przyrodniczych związanych z rzekami, a wymagających ochrony w sieci Natura 2000, jest szeroka. W znacznym zakresie została podsumowana w monograficznym, wielotomowym opracowaniu „Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny”, wydanym przez Ministerstwo Środowiska w 2004 r. (Adamski et al. 2004, Gromadzki 2004, Herbich 2004), a także w 11 tomach przewodników metodycznych monitorowania gatunków roślin i zwierząt (poza ptakami) oraz siedlisk przyrodniczych, określających zarazem kryteria właściwego stanu siedlisk i populacji, wydanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska przez Inspekcję Ochrony Środowiska w latach 2007-2015 (Makomaska-Juchiewicz 2010, Makomaska-Juchiewicz i Baran 2012a, b, Makomaska-Juchiewicz i Bonk 2015, Mróz 2010-2015). Dla wybranych gatunków ptaków analogicznym podsumowaniem jest publikacja „Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000” (Zawadzka et al. 2013), wydana przez Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska.

W kilku publikacjach podjęto specjalne próby zestawienia wymagań wodnych gatunków i siedlisk przyrodniczych chronionych w sieci Natura 2000, a zależnych od wód. Kluczowe czynniki hydrologiczne i hydromorfologiczne sprzyjające rozwojowi poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych

związanych z rzekami trafnie wypunktował Adamski (2007). Podobne zestawienie opublikowali Kowalczak et al. (2009). Wymagania wodne wszystkich typów i podtypów chronionych siedlisk przyrodniczych zależnych od wód ponownie zebrali Godyń et al. (2011), proponując także katalog potencjalnych warunków i ograniczeń korzystania z wód, jakie mogą być konieczne dla zaspokojenia tych wymagań.

W 2013 r. podjęto próbę identyfikacji celów środowiskowych wszystkich form ochrony przyrody zależnych od wód (Hobot et al. 2013), opracowując w tym celu m. in. zestawienie kryteriów wodnych właściwego stanu ochrony poszczególnych siedlisk przyrodniczych i gatunków będących przedmiotami ochrony obszarów Natura 2000 (Pawlaczyk 2013) – bazujące głównie na opublikowanych kryteriach stosowanych w monitoringu środowiska (por. wyżej), ale także na innej, uzupełniającej wiedzy naukowej. Dla obszarów Natura 2000 przyjęto, że cel środowiskowy wymaga spełnienia kryteriów dotyczących przedmiotów ochrony danego obszaru. Tak ustalone cele środowiskowe znalazły się w przyjętych w 2016 r. Planach Gospodarowania Wodami Dorzeczy (KZGW 2016).

W publikacjach Pawlaczyka (2016) oraz Prusa et al. (2017) opisano elementy hydrologii i dynamiki fluwialnej kluczowe dla poszczególnych zależnych od wód przedmiotów ochrony przyrody, ze szczególnym zwróceniem uwagi na ewentualne negatywne oddziaływania tzw. prac utrzymaniowych.

Wiedza o ekologii poszczególnych ekosystemów i gatunków wskazuje, że podstawowym czynnikiem integralności cennych przyrodniczo ekosystemów rzecznych, a także podstawowym elementem siedliskotwórczym dla flory i fauny rzecznej, oprócz jakości samej wody, są zwykle generowane przez rzekę procesy hydromorfologiczne i struktury będące efektem tych procesów. Przedstawiono je syntetycznie w kolejnych rozdziałach, dla czytelności nie powielając w nich już odwołań do literatury przytoczonej wyżej.

Podobne, syntetyczne opracowania poświęcone ekologii, monitoringowi, ocenie

stanu i ochronie poszczególnych gatunków i siedlisk przyrodniczych powstały także w związku z wdrażaniem sieci Natura 2000 w innych krajach Unii Europejskiej i mimo pewnej odmienności uwarunkowań hydrologicznych i ekologicznych, mogą być wykorzystywane w Polsce jako pomocnicze źródło informacji oraz jako źródło inspiracji co do metod ochrony. Szczególnie warto zwrócić uwagę na zbiory publikacji poświęconych konkretnie gatunkom i siedliskom związanym z rzekami: angielską serię publikacji wydanej w ramach projektu LIFE „Conserving Natura 2000 Rivers” oraz 12-tomową serię monografii ekologicznych poszczególnych gatunków – podręczników do oceny wpływu na nie prac utrzymaniowych na rzekach, wydanej przez irlandzki Office of Public Works.

3.2. Dynamika fluwialna koryta rzecznego

Rzeka ma naturalną tendencję do kształtowania (zarówno w planie jak i w przekrojach podłużnych i poprzecznych) koryta odpowiadającego stanowi równowagi między dostawą i transportem rumowiska rzecznego. Typy tych koryt mogą być rozmaite (por. Jeleński i Wyźga 2016 i lit. tam cyt.). Dla większości rzek, zwłaszcza zwirowodnych, naturalnym stanem równowagi są koryta kręte (meandrowe), zwykle z sekwencją bystrzy i plos (przeglębień).

Naturalną tendencją wielu rzek jest zwykle **boczna migracja koryt**, wyrażająca się w szczególności podcinaniem wklęsłych zakoli meandrów. Migracja ta ma ograniczony zasięg: wydłużenie i wzrost krętości rzeki powoduje wygaszenie jej energii i ogranicza erozję, erozja dostarcza dodatkowego ładunku rumowiska, na transport którego zużywana jest część energii rzeki; rzeka dąży więc do „dynamicznej stabilizacji”, czyli do stanu, w którym przebieg koryta w planie wprawdzie zmienia się w czasie, ale sam utrzymuje się w określonych granicach. Sam proces lokalnej erozji bocznej, w tym powstawania i rozwoju „wyrw brzegowych”, jest z ekologicznego punktu widzenia pozytywny, a nie negatywny: dostarcza rzece sedymentów niezbędnych do stabilizacji całego koryta i do wytworzenia

zróźnicowania siedliskowego (por. Florsheim et al. 2008 i lit. tam cyt.), same podcięcia są ważnymi siedliskami dla wielu elementów przyrody rzeki (por. wyżej). Niekiedy rzeka migruje we własnych, starszych aluwacjach, odzyskując własne, wcześniej zdeponowane żwiry. W zarządzaniu rzekami funkcjonuje idea tzw. „ochrony korytarza swobodnej migracji rzeki”, tj. pasma terenu, w którym boczna migracja cieków będzie akceptowana, a dopiero na granicach tego korytarza (np. na skarpach terasy nadzalewowej) będzie się próbować zapobiegać erozji bocznej (Bojarski et al. 2005, Piégay et al. 2005, Nieznański et al. 2008, Biron et al. 2014, Buffin-Bellandier 2015, REFORM 2015 i lit. tam cyt.). Wyznaczanie takich korytarzy jest łatwiejsze, gdy szerokie pasmo terenów nadrzecznych jest niezagospodarowane i jest własnością zarządcy rzeki. W innych sytuacjach wykreślenie odpowiednio szerokiego korytarza dla rzeki wymaga wykupu gruntów i zmian zagospodarowania, ale i takie przedsięwzięcia są niekiedy realizowane.

Meandrujące koryta niektórych naturalnych rzek są wprawdzie niekiedy relikami holocenijskiej historii geomorfologicznej (np. Malik 2004), ale na niektórych ciekach proces meandrowania i odcinania meandrów jest wciąż żywy. Może wówczas być kluczowy dla dynamicznej trwałości siedliska przyrodniczego o kodzie 3150, w dolinach rzecznych reprezentowanego przez starorzecza, czyli fragmenty koryta rzecznego, w warunkach naturalnych odcinane właśnie w wyniku procesów dynamiki fluwialnej. W długiej perspektywie czasowej, model ochrony starorzeczy w dolinie rzecznej powinien zakładać ich dynamiczną trwałość, tj. z jednej strony naturalny zanik i ładowienie najstarszych starorzeczy, ale z drugiej strony możliwość powstawania nowych. Koniecznym warunkiem powstawania nowych starorzeczy są naturalne migracje koryta rzeki, w tym powstawanie i odcinanie nowych jej meandrów. Procesy takie inicjowane są przez powstawanie i następnie rozwój „wyrw brzegowych”. Cały proces dzieje się jednak w długiej skali czasu, znacznie przekraczającej perspektywę planowania ochrony obszarów Natura 2000.

Same **wyrwy w brzegach**, czyli przejawy **erozji bocznej**, są ważnymi siedliskami niektórych przedmiotów ochrony obszarów Natura 2000. Brzegówka *Riparia riparia* gnieździ się kolonijnie w norkach kopanych w stromych, świeżych, erodowanych skarpach, często na podcinanych brzegach rzek (fot. 3), od czego zresztą pochodzi jej nazwa. Kolonie lęgowe mogą utrzymywać się przez dłuższy czas w tym samym miejscu, pod warunkiem że skarpa jest stale „odświeżana”, tj. erodowana. Jeżeli w wyniku erozji zostaną zniszczone norki, a nawet lęgi, brzegówki stosunkowo dobrze to znoszą, odbudowując kolonię lub powtarzając lęg. Takie wymuszone odświeżanie miejsc lęgowych może niekiedy być wręcz korzystne dla udatności lęgów, ze względu na unikanie zapasożycenia. Kolonie zanikają jednak, gdy skarpa przestaje być podcinana i zarasta.

Podobna jest biologia lęgowa zimorodka *Alcedo atthis*, którego miejscem rozrodu są nory kopane w wysokich erozyjnie podciętych skarpach na brzegach rzek, rzadziej w

niższych burtach brzegowych lub w wykrotach drzew na brzegu rzeki. Mimo iż pojedyncze norki wykorzystywane są często wielokrotnie, ustabilizowane i stopniowo zarastające skarpy przestają być przydatne.

W norkach ziemnych w erodowanych skarpach rzek może niekiedy gnieździć się także żoła *Merops apiaster* (Kajtoch et al. 2012). Ohar *Tadorna tadorna* może gnieździć się w norach (wykopanych przez ssaki) w piaszczystych brzegach rzek, ewentualnie w zagłębieniach pod wykrotami. Także trzcina *Mergus merganser* wyjątkowo może gnieździć się w norach i korzeniach powalonych drzew na brzegach rzek.

Jakość siedliska lęgowego takich gatunków na większym obszarze zależy od ciągłej podaży nowych, dogodnych miejsc na norki – czyli od powstawania i rozwoju rozległych podcięć erozyjnych w brzegach rzek. Stadium inicjalnym takich podcięć są wyrwy brzegowe. Każde działanie ograniczające powstawanie i rozwój takich wyrw – przede wszystkim zasypywanie wyrw, choćby ini-



Fot. 3. Podcinana przez rzekę San skarpa w Radymnie z kolonią brzegówki (fot. T. Folta).

Photo 3. Undercut bank of the San River in Radymno with breeding colony of sand martins (photo by T. Folta).

cialnych (nawet gdy ptaki jeszcze się w nich nie zagnieździły), ale i np. kierowanie nurtu tak by nie podmywał brzegów, będzie negatywnie wpływać na jakość siedliska tych gatunków. W literaturze (np. Figarski i Kajtoch 2014) wykazano wzrost populacji brzegówki oraz zimorodka po epizodach „szkód powodziowych” i masowym powstaniu wyrw w brzegach rzek Małopolski, a następnie spadek populacji w efekcie zabudowy tych wyrw.

Podmywanie brzegów i nadbrzeżnych drzew jest jednym z czynników rozwoju tzw. teras olszowych (Malik 2004), stanowiących element siedliska przyrodniczego łęgów (91E0) nad niektórymi rzekami.

Z punktu widzenia obszarów Natura 2000 kluczowy jest także proces **osadzania transportowanego przez rzekę materiału w postaci odsypów śródkorytowych lub bocznych**. Decyduje on bowiem o powstawaniu i dynamice struktur charakterystycznych dla niektórych siedlisk przyrodniczych, jak również o powstawaniu i dynamice siedlisk niektórych gatunków (por. także Chylarecki i Kucharzyk 2004).

Na rzekach górskich, stanowiących chronione w sieci Natura 2000 siedliska przyrodnicze 3220, 3230 lub 3240, charakterystycznymi elementami są odsypy żwirowe – kamieńce (fot. 1), odpowiednio bądź z inicjalną tylko roślinnością (3220), bądź z zaroślami wrześni nadbrzeżnej (3230) albo wierzy siwej (3240). W dalszym ciągu sukcesji przekształcają się one w zarośla i laski łęgowe (siedlisko 91E0). Prawidłowa ochrona tych siedlisk przyrodniczych polega nie tyle na utrzymaniu konkretnych płatów siedliska, co na zachowaniu całej dynamicznej mozaiki kamieńców, w tym procesów ich powstawania, kształtowania się i rozwoju. Zależy to od odpowiedniej dostawy żwirów do rzeki, możliwości ich transportu przez rzekę, możliwości akumulacji żwirowisk i ich pozostawiania w miejscu, gdzie zostały osadzone, czy wreszcie możliwości swobodnego przemodelowywania kamieńców przez nurt rzeki, przy wysokich i bardzo wysokich stanach wód (por. także dalej). Kluczowym elementem integralności siedlisk kamieńcowych jest przy tym naturalny układ kamieńców w korycie.

Najlepiej rozwinięte rzeki kamieńcowe przybierają formę tzw. rzek warkoczowych – z wielonurtowym, kamieńcowym korytem. O rozwoju i utrzymywaniu się takiego koryta decyduje cały pakiet czynników hydrologiczno-geomorfologicznych.

Proces dynamicznego formowania się kamieńców łatwo zakłócić nawet bez niszczenia samych kamieńców – wystarczy do tego naruszenie specyficznej dla rzeki kamieńcowej równowagi transportu rumowiska, np. przez ograniczenie dostawy materiału żwirowego (np. zabezpieczenia brzegów w górnym biegu przed erozją) lub zakłócenie jego transportu (np. zabudowa przeciwrumowiskowa). Oddziaływania te mogą sięgać daleko w dół rzeki, więc nawet prace wykonywane poza granicami obszaru chroniącego rzekę z kamieńcami, mogą mieć znacząco negatywne oddziaływanie na ten obszar.

Na wielu rzekach nizinnych występowanie siedliska przyrodniczego 3270 wyrażane jest przez efemeryczną pionierską roślinność, rozwijającą się okresowo na odsłanianych spod wody namulach aluwialnych. Podstawowym elementem integralności siedliska jest obecność drobnoziarnistych namulów formujących rozmaite struktury w korycie rzeki, w tym – mające szansę być odsłonięte przy niższych stanach wód – odsypy (ławice) śródkorytowe, brzegowe i meandrowe. Także w tym przypadku łatwo zakłócić dynamikę takich odsypów – np. przez odmulanie koryta lub usuwanie z rzeki roślinności czy rumoszu drzewnego, na których osadzają się namuły.

Pluszcz *Cinclus cinclus* i pliszka górska *Motacilla cinerea* wykorzystują żwirowe aluwia jako miejsca żerowiskowe. Pluszcz żeruje w nurcie potoków, pliszka – na ich brzegach lub brodząc w płytkiej wodzie. Pliszka zasiedla żwirowe lub kamieniste koryta; pluszcz preferuje koryta skaliste i kamieniste, oba gatunki preferują odcinki cieków o urozmaiconej morfologii, z wystającymi z wody kamieniami. Odżwirowywanie i usuwanie rumoszu kamiennego oraz wyrównywanie koryt niszczy siedliska obu gatunków. Znane są przypadki niemal zupełnego zaniku lokalnej populacji pluszcza w miarę intensyfikacji prac utrzymaniowych (usuwania żwirów) w kory-

tach rzek podgórskich. Z drugiej strony pozytywny wpływ na liczebność miały „szkody powodziowe” polegające na „zażwirowaniu” koryt (Figarski i Kajtoch 2014). Zasypywanie wyrw, nawet inicjalnych, blokuje możliwość wykształcania się dogodnych naturalnych miejsc lęgowych pliszki górskiej i pluszcza.

Aluwia rzeczne o drobniejszym uziarnieniu, we wczesnych stadiach sukcesyjnych – w tym łachy i odsypy, zwłaszcza na dużych rzekach, są biotopami wielu chronionych w sieci Natura 2000 gatunków ptaków. W siedliskach takich rozmnażają się i żerują: sieweczka rzeczna *Charadrius dubius*, sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*, piskliwiec *Actitis hypoleucos*. Na łachach (odsypach śródkorytowych) na dużych rzekach gnieźdzą się: rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*, rybitwa białoczelna *Sterna albifrons*, ostrzygojad *Haematopus ostralegus*, mewa czarnogłowa *Larus melanocephalus*, śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*, mewa siwa (pospolita) *Larus canus*, mewa srebrzysta *Larus argentatus*, mewa białogłowa *Larus michahellis*. Odsypy i wyspy żwirowe lub piaszczyste, a szczególnie namuliska i płytkie odnogi rzek są istotnymi żerowiskami dla ptaków zarówno w okresie lęgowym (np. dla bocianów czarnych *Ciconia nigra*), jak i w czasie migracji (m.in. wiele gatunków ptaków siewkowych). Dynamiczną trwałość takich siedlisk w korytach rzek łatwo naruszyć przez prace „odmuleniowe” związane z wydobywaniem i zabieraniem osadów z koryt rzek, co wpływa negatywnie na bilans rumowiska w rzece poniżej, upośledzając tworzenie się odsypów (meandrowych i brzegowych) i rozwój łach. Podobny wpływ ma konsekwentne zabudowywanie wyrw w wyższym biegu rzeki z łachami oraz na jej dopływach (ograniczenie dostawy rumowiska rzecznoego). Na roztokowych odcinkach rzek z łachami i odsypami oczywistym negatywnym wpływem na siedliska ptaków będzie niszczenie takich odsypów w ramach usuwania namulów lub rumoszu mineralnego. Negatywny wpływ na rozważane siedliska mogą mieć także remonty odtwarzające budowle regulacyjne koncentrujące nurt. W konsekwencji, gatunki ptaków gniazdujące na odsypach, łachach i wyspach w korycie silnie reagują na zmiany hydrogeomorfologiczne.

Wezbrania i powodzie powodują jednorazowe straty w ich łęgach, do czego gatunki korytowe są przystosowane odbywając lęgi uzupełniające po ustąpieniu wezbrania lub w siedliskach zastępczych (Jankowiak i Ławicki 2014) i zwiększając liczebność w kolejnych sezonach w zrenaturalizowanych korytach (Figarski i Kajtoch 2014). Natomiast regulacje i prace utrzymaniowe powodują znaczne zmniejszenie awifauny oraz zanik populacji większości gatunków.

Warto tu nadmienić, że „zażwirowanie” rzek górskich i podgórskich sprawia, że ich koryta są szersze, a wysokie przepływy prowadzone są pozakorytowo, ale jednocześnie rozprasza i wygasa energię przepływów powodziowych, zmniejszając zagrożenie powodzią niszczącą. Żwirowiskowe, wielonurtowe odcinki rzek skutecznie wylapują znoszony przez wezbrania rumosz drzewny. Natomiast przegłębione, wcięte, zbyt pojemne koryta, niezależnie od braku cennych przyrodniczo siedlisk aluwialnych, kumulują energię wysokich przepływów i stają się „samoniszące”, grożąc także znacznymi stratami powodziowymi (Jeleński i Wyżga 2016).

Procesy fluwialne, często modyfikowane także przez obecność drzew i rumoszu drzewnego (por. dalej), kształtują generalnie **mikrozdóżnicowanie siedliskowe koryta rzecznoego**. Dla naturalnych rzek zwykle typowy jest wysoki poziom tego zróżnicowania, podczas gdy rzeki uregulowane i poddawane powtarzalnym pracom utrzymaniowym zwykle mają je silnie zredukowane.

Dla rzek włosienicznikowych (siedlisko 3260), w Polsce wprost przyjęto (Szozkiewicz i Gebler 2012), że kryterium stanu ochrony siedliska przyrodniczego jest m.in. naturalność hydromorfologiczna mierzona tzw. metodą River Habitat Survey (Szozkiewicz et al. 2010), jako obecność naturalnych elementów morfologicznych: odsypów meandrowych, brzegowych i śródkorytowych, erodowanych podcięć brzegu, naturalnych wysp, naturalnych spiętrzeń np. na grubym rumoszu drzewnym. Oznacza to, że wszelkie prace powodujące uproszczenie morfologiczne koryta (w tym np. usuwanie rumoszu drzewnego, usuwanie roślinności, odmulanie

kształtujące uproszczony profil podłużny lub poprzeczny), a także inwestycje powodujące tego rodzaju uproszczenia struktury koryta rzeki, oznaczają negatywne oddziaływanie na to siedlisko przyrodnicze.

Zróżnicowanie mikrosiedliskowe koryta rzecznego jest kluczowe dla praktycznie wszystkich gatunków ryb i minogów, w tym dla gatunków będących przedmiotami ochrony w obszarach Natura 2000. Minogi: morski *Petromyzon marinus*, rzeczny *Lampetra fluviatilis*, strumieniowy *Lampetra planeri*, ukraiński *Eudontomyson mariae* rozmnażają się w odcinkach cieków o żwirowo-piaszczystym dnie, a następnie ich larwy przez 3-6 lat przebywają zagrzebane w piaszczysto-humusowych osadach na dnie rzek. Kluczowa jest więc dla nich mozaika piaszczysto-żwirowych miejsc tarliskowych i odsypów będących biotopami larw. Różanka *Rhodeus sericeus amarus* potrzebuje do rozmnażania się małży z rodziny skójkowatych, a więc siedlisk dogodnych dla małży. Koza *Cobitis taenia* i koza złotawa *Sabanajewia aurata* to gatunki przydenne, w chwili zagrożenia zakopujące się w osady, zimujące w głębszych partiach rzek, wymagają więc mozaiki takich siedlisk. Piskorz *Misgurnus fossilis* to gatunek przydenny, często zakopany w osadach dennych, wykorzystujący także ukrycia pod i za korzeniami drzew w nurcie; za pasami fašszynowych umocnień brzegów itp. Głowacz białopłetwy *Cottus gobio* wymaga dna żwirowo-kamienistego, w tym podwodnych kamieni, pod którymi składana jest ikra. Łosoś *Salmo salar* wymaga na tarliskach grubego substratu żwirowego. Obecność odpowiednich fragmentów koryta rzecznego jest więc wymogiem występowania tych gatunków.

Różne stadia rozwojowe ryb wykorzystują często różne mikrosiedliska; ważne są np. ukrycia pod korzeniami drzew, roślinność wśród której rozwija się narybek, płytkie odsypy oraz głęboczki. Jakość siedlisk dla ryb zależy od stanów wody, np. przetrwanie niżówek umożliwiają ichtiofaunie lokalne głęboczki - tzw. „wyboje”, „wyrwy w dnie”.

Z punktu widzenia obszarów Natura 2000 ważne mogą być nie tylko gatunki ryb będące przedmiotami ochrony. Różnorodność i

obfitość ichtiofauny, zwykle zależna od naturalności i mikrosiedliskowej różnorodności koryta rzecznego, decyduje też np. o jakości bazy pokarmowej wydry *Lutra lutra*, co może mieć znaczenie dla jej ochrony (Channin 2003). Podobnie, od ichtiofauny zależy jakość bazy żerowej zimorodka *Alcedo atthis*. Występowanie odpowiednich gatunków ryb jest niezbędnym warunkiem funkcjonowania populacji skójki gruboskorupowej *Unio crassus* (Burmeister i Burmeister 2010, Douda et al. 2012).

Podobnie, specyficzne elementy siedliskowe w korycie rzeczonym, mogą być ważne dla chronionych w obszarach Natura 2000 rzecznych małży – np. skójka gruboskorupowa *Unio crassus* (Zajac 2010), ważek – np. trzepla zielona *Ophiogomphus cecilia* (Bernard 2010).

Nawet w rzekach dawniej uregulowanych i morfologicznie uproszczonych, naturalne procesy i elementy koryta mogą się niekiedy naturalnie odtworzyć. Szczególnie łatwo dochodzi do tego w rzekach o wysokiej energii (górskich i podgórskich), gdy koryto jest przemodelowywane przez wody wysokie. Figarski i Kajtoch (2014) wykazali wzrost walorów przyrodniczych rzek Małopolski po epizodach „szkód powodziowych”, a następnie stopniową utratę tych walorów w wyniku „likwidacji szkód”.

Na niektórych rzekach unaturalnienie koryt i doprowadzenie ich do stanu dynamicznej równowagi, co jest warunkiem stabilnego dobrego stanu ochrony rzecznych gatunków i siedlisk przyrodniczych w obszarach Natura 2000, można osiągnąć za pomocą „dobrych praktyk” zarządzania rzeką i jej doliną, w ramach tzw. utrzymania rzek oraz quasi-utrzymaniowych działań w rzece i w jej sąsiedztwie – przez zarządzanie roślinnością i osadami rzecznyymi (por. Bojarski et al. 2005, Jeleński i Wyżga 2016, Prus et al. 2017).

Inne rzeki potrzebowałyby jednak dekad na odtworzenie naturalnej postaci ich koryta; w wielu przypadkach możliwości takiego odtworzenia są ograniczone przez zainwestowanie terenu (Kondolf 2011), co może wymagać bardziej złożonych strategii rewitalizacji rzek. Takie przedsięwzięcia są jednak coraz częściej

podejmowane, także w imię ochrony obszarów Natura 2000, zarówno w Europie (Rohde et al. 2006, Jones et al. 2007, REFORM 2015, LIFE 2017), jak i w Polsce (zob. dalej, rozdz. 4).

3.3. Zmienność przepływów i poziomów wód, rozlewianie się wód w dolinie

Przepływ każdej rzeki jest zmienny. W ślad za zmieniającym się przepływem, zmieniają się stany wody (głębokość napełnienia koryta lub zalania doliny), siła transportu materiału wleczonego i niesionego przez rzekę, a także siła erozji.

Normalnym zjawiskiem w rzekach są więc wezbrania i tzw. przepływy ponadkorytowe. Analiza rzek naturalnych z różnych obszarów świata wskazuje, że dla zdecydowanej większości z nich prawdopodobieństwo wystąpienia przepływu pełnokorytowego w ciągu roku mieści się w przedziale 50-80%, z wartością modalną 67%, tj. woda półtoraroczna (Bojarski et al. 2005, Jeleński i Wyżga 2016). Oznacza to, że normalna rzeka co najmniej raz na 1-2 lata występuje z koryta i zalewa fragmenty swojej doliny. Nie każdy taki przypadek (por. fot. 4) powinien być więc określany jako „powódź”, definiowana w Prawie Wodnym jako „czasowe pokrycie przez wodę terenu, który w normalnych warunkach nie jest pokryty wodą, wywołane przez wezbranie wody w ciekach naturalnych (...)”. Okresowe występowanie przepływów ponadkorytowych jest nie tylko zjawiskiem normalnym, ale także istotnym hydrologicznie. Brak takich przepływów jest niekorzystny nie tylko dla przyrody, ale i dla interesów człowieka. Dzięki występowaniu cieków z koryt, energia wysokich przepływów jest rozpraszana, a nie kumulowana w korycie. Pozakorytowo jest też akumulowana część sedymentów. Wyłączenie tych procesów może prowadzić do nadmiernej erozji niszczącej i jednocześnie do nadmiernej akumulacji rumowiska w cieku poniżej.

Takie okresowe normalne wylewy decydują o charakterze siedlisk aluwialnych w dolinie rzecznej, w tym siedlisk chronionych w obszarach Natura 2000.

Okresowe zalewy wodami rzecznyymi, lub przynajmniej wysokie stany wody w gruncie powiązane z okresowymi wysokimi stanami cieków, są podstawowym czynnikiem ekologicznym łągów (siedlisko przyrodnicze 91E0). Poza samymi epizodami przepływu ponadkorytowego przez łąg, ważna jest także zachodząca wówczas pozakorytowa sedymentacja osadów, ważna dla rozwoju gleb łągowych. Oprócz okresowego występowania wysokich stanów wody, ważna jest łączność łągu z rzeką, czyli możliwość swobodnego rozlewania się wód i ich przepływu przez las (fot. 5). Niekiedy jej wyrazem jest przestrzenne przeplatanie się łągu i rzeki: wykształcanie się warkoczowego przepływu rzeki przez łąg. Wyrazem związku łągu z rzeką jest też modyfikowanie przepływu rzeki poprzez rozrost drzew i ich korzeni oraz przez martwe drzewa z łągu powalone w nurt cieku (Malik 2004, Osterkamp i Hupp 2010, Collins et al. 2012). Podmywane przez rzekę olsze mogą osiadać, formując tzw. terasy olszowe. Rzeka może przybierać postać wielonurtową, pozostawiając łągowe wyspy (Malik 2004). Lokalne zatory z drzew na rzece w krajobrazie leśnym sprzyjają rozlewaniu się wód w sąsiadujących łągach, co jest pozytywnym czynnikiem dla lasu łągowego. Podobne oddziaływanie może mieć roślinność lub odsypy w nurcie. Nowoczesne podejście do ochrony siedliska przyrodniczego 91E0 w Europie akcentuje właśnie konieczność zachowania lub odtwarzania funkcjonalnych związków łągu z rzeką (por. np. Šindlar et al. 2009). Także w Polsce naturalność koryta rzeczno sąsiadującego z łągiem przyjęto słusznie za jeden ze wskaźników właściwego stanu ochrony łągowego siedliska przyrodniczego, obniżenie tej naturalności musi więc być interpretowane jako negatywne oddziaływanie nie tylko na rzekę, ale i na łąg.

Podobne mechanizmy oddziaływania mogą dotyczyć także innego chronionego w obszarach Natura 2000 siedliska przyrodniczego – łągowych lasów dębowo-wiązowojesionowych (91F0), choć tu główne powiązania hydrologiczne dotyczą wód gruntowych, a zalewy powierzchniowe są znacznie rzadsze. Analogicznie, okresowe zalewy są



Fot. 4. Okresowe wylewy w dolinie nie są „powodzią”, ale normalnym zjawiskiem przepływu ponadkorytowego, kluczowym dla wielu gatunków i siedlisk chronionych w obszarach Natura 2000. Ujście Noteci w okolicy Santoka (fot. Andrzej Jermaczek).

Photo 4. Periodic flooding of river valleys is not a “flood”, but a normal phenomenon of overbank streamflow, crucial for numerous habitats and species of interest in Natura 2000 sites. The Noteć River mouth at Santok (photo by Andrzej Jermaczek).



Fot. 5. Łączność łęgu z rzeką. Płociczna w Drawieńskim Parku Narodowym (fot. Paweł Pawlaczyk).

Photo 5. Lateral connectivity between river and alluvial forest. The Płociczna River in the Drawa National Park (photo by Paweł Pawlaczyk).

czynnikiem kluczowym dla istnienia siedliska przyrodniczego łąk selernicowych 6440). Okresowe przemylanie i okresowa łączność z wodami rzecznyymi jest ważnym elementem ekologii starorzeczy (siedlisko przyrodnicze 3150). Gdy epizody przepłykiwania starorzeczy stają się coraz rzadsze – bądź to w wyniku modyfikacji reżimu hydrologicznego rzeki, bądź to w wyniku lokalnych utrudnień w rozlewaniu się wody (np. wyniesienie brzegu wskutek odkładnia wydobywanych z rzeki namulów) – zanik starorzeczy w wyniku ich łądowania zostanie sztucznie przyspieszony.

Dla wielu gatunków ptaków chronionych w obszarach Natura 2000 ważnym elementem siedliska są rozlewiska wody na łąkach i pastwiskach w dolinach rzecznych, zarówno utrzymujące się po deszczach w sezonie lęgowym, jak i powstające w wyniku wezbrań wód rzecznych – najczęściej wiosną lub jesienią i zimą, ważne wówczas dla ptaków w okresach migracji (fot. 4). Do gatunków ptaków najsilniej zależnych od takich elementów krajobrazu należą: płaskonos *Anas clypeata*, cyranka *Anas querquedula*, świstun *Anas penelope*, rożeniec *Anas penelope*, kszyk *Gallinago gallinago*, kulik wielki *Numenius arquata*, batalion *Philomachus pugnax*, łęczak *Tringa glareolus*, krwawodziób *Tringa totanus*, czajka *Vanellus vanellus*, rycyk *Limosa limosa*, dzikie gęsi: *Anser albifrons*, *Anser fabalis*, *Anser anser*.

Dla wielu ptaków ważne są też rozlewiska i zabagnienia, a także inne miejsca i obszary silnie podmokłe w dolinach rzecznych; niekiedy tworzące się i utrzymujące wskutek utrudnionego odpływu wody, np. z urządzeń melioracji odwadniających. Do gatunków ptaków najsilniej zależnych od takich elementów krajobrazu należą: trzciniać *Acrocephalus arundinaceus*, rokitniczka *Acrocephalus schoenobaenus*, krzyżówka *Anas platyrhynchos*, bąk *Botaurus stelarlis*, dziwonía *Carpodacus erythrinus*, żuraw *Grus grus*, dubelt *Gallinago media*, strumieniówka *Locustella fluviatilis*, brzęczka *Locustella luscinioides*, świerszczak *Locustella naevia*, podróżniczek *Luscinia svecica*, kropiatka *Porzana porzana*.

Wyniki Monitoringu Ptaków Mokradeł, oparte na danych z lat 2007-2015 (Chodkie-

wicz et al. 2016), wskazują, że zintegrowany wskaźnik liczebności ptaków z tej grupy ekologicznej wykazuje bardzo wyraźną tendencję spadkową. Ptaki terenów podmokłych są obecnie grupą jeszcze silniej zagrożoną niż ptaki krajobrazu rolniczego, tradycyjnie wskazywane jako gatunki ustępujące w Europie i w Polsce.

Dla wielu ptaków, nawet nie związanych ściśle z mokradłami, lokalne zabagnienia i szuwały stanowią ważne żerowisko, w związku z wysoką liczebnością owadów w takich miejscach (przykładem takich związków może być choćby, bardzo często obserwowane, liczne żerowanie jaskółek w takich miejscach). Dla wielu gatunków bagienne trzcinowiska stanowią ważne miejsca odpoczynku w czasie migracji.

Wysokie przepływy, w tym epizody powodziowe, są czynnikiem powodującym przemodelowanie koryt i stanowią ważny element dynamiki fluwialnej, kluczowej dla wielu przedmiotów ochrony obszarów Natura 2000 (por. wyżej). Decydują o odnawianiu siedlisk kamieńcowych, inicjują pozytywne dla ekosystemu rzeki procesy erozji brzegowej, tworzą okresowe siedliska dla ryb, płazów i ptaków, niekiedy kluczowe w określonych elementach ich cyklu życiowego, umożliwiają pozakorytową sedymentację osadów odciążając rzekę od ciężkiego ładunku zawiesinowego. Chylarecki i Kucharzyk (2004) słusznie akcentują, że „Wielkie wezbrania o prawdopodobieństwie wystąpienia $\leq 5\%$ są konieczne dla długoterminowej egzystencji ekosystemów dolin rzecznych”.

Wszelkie modyfikacje reżimu hydrologicznego rzeki, które zmniejszają częstotliwość występowania przepływów ponadkorytowych, choćby nawet zupełnie nie wpływały na rzekę przy przeciętnych przepływach i stanach wody, potencjalnie oddziałują więc na wymienione przedmioty ochrony obszarów Natura 2000. Dotyczy to działań przeciwpowodziowych – i to nie tylko dużych zbiorników retencyjnych, ale nawet drobniejszych prac mających na celu „koncentrację przepływu” w korycie (np. zabudowa ostrogowa w większych rzekach, odmulanie i oczyszczanie koryt w ramach prac utrzymaniowych).

Oddziaływać na obszar Natura 2000 mogą też wszelkie działania służące usuwaniu zabagnień w dolinach. Znane są przykłady zniszczenia ważnych miejsc koncentracji ptaków wodnych w wyniku „odmulenia” cieków i rowów (np. Grygoruk et al. 2014, Polakowski et al. 2016).

Elementem zmienności przepływów rzeki jest także okresowe występowanie przepływów i stanów bardzo niskich. Z jednej strony są to epizody destrukcyjne dla ekosystemu wodnego i związanych z nim gatunków. Z drugiej strony umożliwiają okresową ekspresję roślinności typowej dla niektórych chronionych siedlisk przyrodniczych (3220, 3270).

Wymogiem ochrony rzecznych obszarów Natura 2000 jest więc zachowanie lub odtworzenie całego „ekologicznego reżimu przepływów”, czyli pełnego rozkładu przepływów uwzględniającego ich wielkość, termin, częstotliwość i długotrwałość, obejmującego zarówno przepływy wysokie (przemodelowujące siedliska i w znacznej części tworzące koryto rzeki), jak i niskie (dające szansę rozwoju efemerycznych gatunków namuliskowych). Możliwość okresowych wylewów określa się jako „łączność poprzeczną” rzeki z równiną zalewową, i traktuje jako cechę równie istotną, co podłużna ciągłość ekologiczna koryta rzecznej i stref brzegowych (por. niżej). Takie podejście rozwija się w zarządzaniu rzekami jako takimi (por. Acerman i Ferguson 2010), a w pełni użyteczne jest także na użytek planowania ochrony rzecznych gatunków i siedlisk Natura 2000.

3.4. Ciągłość ekologiczna

Niemal wszystkie organizmy wodne odbywają w swoim cyklu życiowym krótsze lub dłuższe migracje wzdłuż cieków. Skrajnym przypadkiem są ryby dwuśrodowiskowe, w tym gatunki anadromiczne, odbywające rozród w rzekach, często w ich górnym biegu lub w dopływach o żwirowo-kamienistym dnie i chłodnej dobrze natlenionej wodzie. Spośród przedmiotów ochrony obszarów Natura 2000 są to np. łosoś *Salmo salar*, jesiotr *Acipenser oxyrinchus*, ciosa *Pelecus cultratus*, minóg morski *Petromyzon marinus*, minóg rzeczny

Lampetra fluviatilis. Oczywiście i powszechnie wiadome jest, że występowanie tych gatunków w ich obszarach tarliskowych wymaga, by miały jak do tych obszarów dotrzeć (Wiśniewolski et al. 2004, Wiśniewolski i Engel 2006). Ochrona obszarów Natura 2000 wyznaczonych dla ochrony ich tarlisk wymaga zachowania, a niekiedy odtworzenia, drożności dla ryb całych systemów rzecznych poniżej.

Ciągłość podłużna cieków, tj. brak barier w postaci progów i piętrzeń, ważna jest także dla większości innych gatunków ryb, odbywających migracje lokalne, które także są ważne dla funkcjonowania populacji (Lucas i Baras 2008, por. także Kemp i O’Hanley 2010). Potrzeby „ciągłościowe” identyfikowane pod kątem ryb wędrownych (np. Błachuta et al. 2010) nie wyczerpują więc potrzeb ciągłości siedlisk ryb chronionych w obszarach Natura 2000. Makomaska-Juchiewicz i Baran (2012b) proponują na podstawie literatury, by za „bardzo dobre lub dobre” warunki dla ryb uważać: dla łososa *Salmo salar* – brak barier wyższych niż 50 cm na całym odcinku łączącym obszar z morzem; dla bolenia *Aspius aspius* i brzanki *Barbus meridionalis* – brak barier wyższych niż 30 cm na odcinku rzeki o długości co najmniej 50 km, dla minoga strumieniowego *Lampetra planeri* i ukraińskiego *Eudontomyzon mariae* – brak barier wyższych niż 10 cm na odcinku co najmniej 20 km, dla głowacza białopłetwego *Cottus gobio*, kielbia Kesslera *Gobio kessleri*, kielbia białopłetwego *Gobio albipinnatus*, kozy *Cobitis taenia*, kozy złotawej *Sabanejewia aurata*, piskorza *Misgurnus fossilis* i różanki *Rhodeus sericeus amarus* – brak barier wyższych niż 10 cm na odcinku co najmniej 10 km. Parametry te przyjęto odpowiednio jako cele środowiskowe dla obszarów Natura 2000 wyznaczonych dla tych gatunków ryb i minogów (Hobot et al. 2013).

Do pewnego stopnia ciągłość cieków może być odtworzona za pomocą przepławek (por. Jelonek 2014, Nawrocki 2016). Ciągłość rzeki to jednak nie tylko fizyczna możliwość przepłynięcia ryb, i ewentualnie innych organizmów wodnych, przez przeszkodę w nurcie rzeki, ale także ciągłość odpowiednich dla

nich siedlisk. Za fragmentację siedlisk typowo rzecznych odpowiadają nie tylko tamy i jazy, ale także spiętrzone przez nie odcinki rzek i zbiorniki zaporowe. Ciągłość to także niezakłócony transport osadów, ważny dla dynamiki fluwialnej koryta rzecznego (por. wyżej). Te cechy łatwo jest zniszczyć niewłaściwymi inwestycjami hydrotechnicznymi, trudno zaś je odtworzyć.

Ciągłość ekologiczna rzek może być naruszana nie tylko przez inwestycje hydrotechniczne, ale także przez tamy bobrowe – co stwarza dylematy planistyczne, bo bóbr *Castor fiber* sam jest potencjalnym przedmiotem ochrony w obszarach Natura 2000 (por. dalej, rozdz. 3.9).

Przywracanie ciągłości ekologicznej rzek, zarówno przez modyfikację istniejących budowli hydrotechnicznych, jak i przez budowę przepławek, jest stosunkowo prostym do zaplanowania, efektywnym i mało konfliktowym działaniem ochronnym, coraz częściej obecnie podejmowanym.

3.5. Drzewa i rumosz drzewny

Brzegi rzek często są zadrzewione. Zadrzewienia mogą mieć charakter ekosystemu łęgowego, tj. bezpośrednio tworzyć chronione w obszarach Natura 2000 siedlisko przyrodnicze 91E0 (por. wyżej). Nawet gdy same nie są chronionym siedliskiem, mogą być strukturą umożliwiającą rozwój okrajowych zbiorowisk welonowych (siedlisko 6430, zob. wyżej).

Zadrzewienia nadrzeczne są biotopami wielu gatunków ptaków stanowiących potencjalne przedmioty ochrony w obszarach Natura 2000. Gągoł *Bucephala clangula* gnieździ się w dziuplach w pobliżu wody (zwykle wykrywanych przez dzięcioła czarnego), jest więc wrażliwy na usuwanie drzew dziuplastych. Nurogęś *Mergus merganser* gnieździ się w dziuplach, ale także w złomach lub ukryciach związanych np. z wykrotami – będąc gatunkiem wrażliwym na usuwanie drzew dziuplastych, złamanych, przewróconych. Remiz *Remiz pendulinus* buduje charakterystyczne gniazda w zadrzewieniach nadrzecznych lub na dużych krzewach, często zwieszone nad wodą – usuwanie drzew i krzewów ograni-

cza mu wybór możliwych miejsc lęgowych. Z zadrzewieniami nadrzecznymi jest silnie związana strumieniówka *Locustella fluviatilis*. Dzięcioły: średni *Leiopicus medius*, zielonosiwy *Picus canus* i zielony *Picus viridis* – często preferują zadrzewienia nadrzeczne, w tym zwłaszcza drzewa martwe i zamierające, w których miękkim drewnie mogą wykuiwać dziuple lęgowe. Nadrzeczne lasy lęgowe są także najważniejszymi lęgowiskami dla niektórych gatunków ptaków szponiastych, np. kań: czarnej *Milvus migrans* i rudej *Milvus milvus*. W niektórych drzewach nadrzecznych, szczególnie w wierzbach, rozwijają się próchnowiska, które mogą być biotopami chronionej pachnicy dębowej *Osmoderma eremita*. Każde oddziaływanie związane z usuwaniem drzew może wówczas powodować oddziaływanie na obszar Natura 2000, zwłaszcza gdy dotyczy drzew z dziuplami, obłamaniami, wypróchnieniami, a także drzew martwych, wykrotów itp. W zadrzewieniach nadrzecznych często to właśnie drzewa „fitopatologiczne”, obumierające i martwe stanowią elementy strukturalne kluczowe dla celów ochrony obszarów Natura 2000.

Zadrzewienia na brzegach istotnie oddziałują na samą rzekę. Zacienienie tafli wody może być ważne dla zimnolubnych gatunków ryb (łososiowate, głowacz białopłetwy *Cottus gobio*), a korzenie drzew nadbrzeżnych dostarczają miejsc ukrycia dla ryb i wydry *Lutra lutra*. Drzewa nadbrzeżne stanowią bazę pokarmową bobra *Castor fiber*.

Ważnym elementem geoekosystemów rzek są powalone w nurt drzewa i ich szczątki, czyli tzw. rumosz drzewny (fot. 6). Wiedza na temat obecności drzew w rzekach, dynamiki ich zasobów, znaczenia geomorfologicznego i ekologicznego żywiej rozwija się od lat 70. XX w. na całym świecie (np. Harmon et al. 1986, Pawlaczyk 1995, Kaczka 1999, 2003, 2009, Wiśniewolski 2002, Wyźga et al. 2003, Gregory et al. 2003, Gurnell 2007, Kail et al. 2007, Wyźga 2007, Šindlar et al. 2009, Mačka i Krejčí 2011, Cramer 2012, Pico et al. 2017 i lit. tam cyt.). Zagadnieniu temu poświęcono odrębny artykuł (Pawlaczyk 2017, w tym tomie). Wokół powalonych drzew występują modyfikacje przepływu, których konsekwen-



Fot. 6. Rumosz drzewny – ważny element ekosystemu rzeczny. Rzeka Bielawa na Pomorzu (fot. Paweł Pawlaczek).

Photo 6. Coarse woody debris – an important element of a riverine ecosystem. The Bielawa River in Pomerania (photo by Paweł Pawlaczek).

cją jest rozwój tak ważnego (por. wyżej) zróżnicowania mikrosiedliskowego w korycie, w tym zróżnicowania głębokości i charakteru osadów dennych. Drobne frakcje rumoszu i opadłe liście drzew stanowią – zwłaszcza w górnych i środkowych odcinkach rzek – główne źródło materii organicznej. Większe struktury modyfikują przepływ materii organicznej przez ekosystem rzeczny. Nadwodne części pni są miejscem rozwoju bezkręgowców, które wpadają następnie w toń i stają się pokarmem fauny wodnej.

Zarówno zadrzewienia nadrzeczne, jak i powalone drzewa w nurcie rzeki stanowią kluczowy element siedliska żerowego zimorodka *Alcedo atthis*. Warunkiem efektywnego żerowania zimorodka jest zacieniona toń wodna, co jest możliwe tylko przy zadrzewionych brzegach rzeki. Pochylone nad wodą drzewa są też istotnymi miejscami czatowania. Szczególnie ważnym elementem siedliska są martwe drzewa w nurcie rzeki, również wyjątkowo dogodne dla zimorodka jako czatownie. Szczególne znaczenie rumo-

szu drzewnego w rzece dla zimorodka jest podkreślane w literaturze (np. Poprach i Machar 2015). Dopuszczenie naturalnych procesów fluwialnych, w tym zachowanie zasobów martwych drzew w rzece, jest wskazywane (np. Machar 2008) jako jedna z podstawowych metod ochrony tego gatunku.

Dbłość o ten element siedliska polegać musi nie tylko na pozostawianiu w nurcie rzeki rumoszu drzewnego, który już tam jest, ale także na umożliwieniu jego powstawania, w tym np. na nieusuwaniu z brzegów rzeki drzew pochylonych, zamierających, bliskich wywrócenia czy zamarłych.

Zarówno nasadzanie zadrzewień nadrzecznych (np. Durkowski 2017), jak i wzbogacanie rzeki o martwe drzewa umieszczane w jej nurcie (np. Radtke 1994, Kail et al. 2007, Nagayama i Nakamura 2010, River Restoration Centre 2013, Roni et al. 2015, REFORM 2015) są częstymi elementami przedsięwzięć rewitalizacji rzek, w tym potencjalnie także działaniami ochronnymi obszarów Natura 2000.

3.6. Strefy brzegowe

Strefa brzegowa rzek, w tym pasma wykształcającej się nad rzekami spontanicznej roślinności, może sama być przedmiotem ochrony w obszarze Natura 2000 (siedlisko przyrodnicze ziołorośli nadrzecznych 6430 – nadrzeczne zbiorowiska bylin (lepiężniki, starzec nadrzeczny, wierzbownica kosmata, sadziec konopiasty, arcydzięgiel), albo pnący (kielisznik, kianianki, chmiel). Oprócz tego jednak strefa ta ma znaczenie funkcjonalne dla ochrony właściwości fizykochemicznych wód rzecznych, co z kolei ważne jest dla wielu gatunków samej rzeki. Roślinność strefy brzegowej skutecznie wychwytuje spływ do wód rzecznych biogenów i cząstek gleby z sąsiadujących terenów, zapobiegając tym czynnikom eutrofizacji i zmutowania wody.

Roślinność brzegów rzek często narażona jest na niszczenie przy okazji tzw. prac utrzymaniowych (Prus et al. 2017), jest też wyjątkowo silnie narażona na ekspansję inwazyjnych gatunków obcych.

3.7. Jakość wody

Jakość wody, w tym szczególnie jej twardość, jest kluczowym czynnikiem dla siedlisk przyrodniczych i gatunków związanych z wodami stojącymi. Znaczenie tego czynnika dla przyrody wód płynących jest podkreślane rzadziej i wydaje się nieco mniej znaczące, choć w żadnym razie nie może być zaniedbane. Dla przedmiotów ochrony w sieci Natura 2000 parametry chemiczne i fizykochemiczne wody są ważne, tj. nadmierna eutrofizacja, zasolenie, zawartość zawiesiny czy zanieczyszczenie chemiczne wody na pewno wpływają negatywnie na gatunki i ekosystemy. Jednak, dla większości gatunków i siedlisk przyrodniczych wydaje się, że progi przy których wpływ taki może się ujawnić, nie są bardziej rygorystyczne od progów i tak przyjmowanych jako ogólny cel środowiskowy dla wszystkich wód. Tj. osiągnięcie tzw. dobrego stanu chemicznego i dobrego stanu elementów fizykochemicznych wód (II klasa jakości fizykochemicznej wody), jest zwykle wystarczające także dla ochrony obszarów Natura 2000.

Jednak, wymagania niektórych gatunków mogą być ostrzejsze. Dla skójki gruboskorupowej *Unio crassus* niektóre badania (np. Köhler 2006, Zettler i Jueg 2007 i lit. tam cyt.) sugerują że, by małż ten mógł się rozmnażać, wartość progowa średniego stężenia azotanów nie powinna przekraczać 2 mg/l N-NO₃, co jest wymogiem ostrzejszym nawet niż przyjęte w Polsce parametry bardzo dobrego stanu fizykochemicznego. Inne publikacje (np. Denic et al. 2013, Lewin 2014) wskazują jednak, że przynajmniej w pewnych warunkach skójka może dobrze tolerować także nieco wyższe stężenia azotanów.

Podkreślana w literaturze (Puchalski 2004, 2008) jest wybitna wrażliwość rzek włosienicznikowych (siedlisko 3260) na nawet krótkotrwałe zamulenie (np. wskutek prac odmuleniowych powyżej lub okresowe spływy osadów z terenów rolniczych, dróg itp.), związana z zamulaniem osadów żwirowych ważnych dla kontaktu wód rzecznych z wodami podziemnymi. Podobny problem może dotyczyć żwirowych tarlisk niektórych gatunków ryb.

3.8. Spokój od rekreacji wodnej

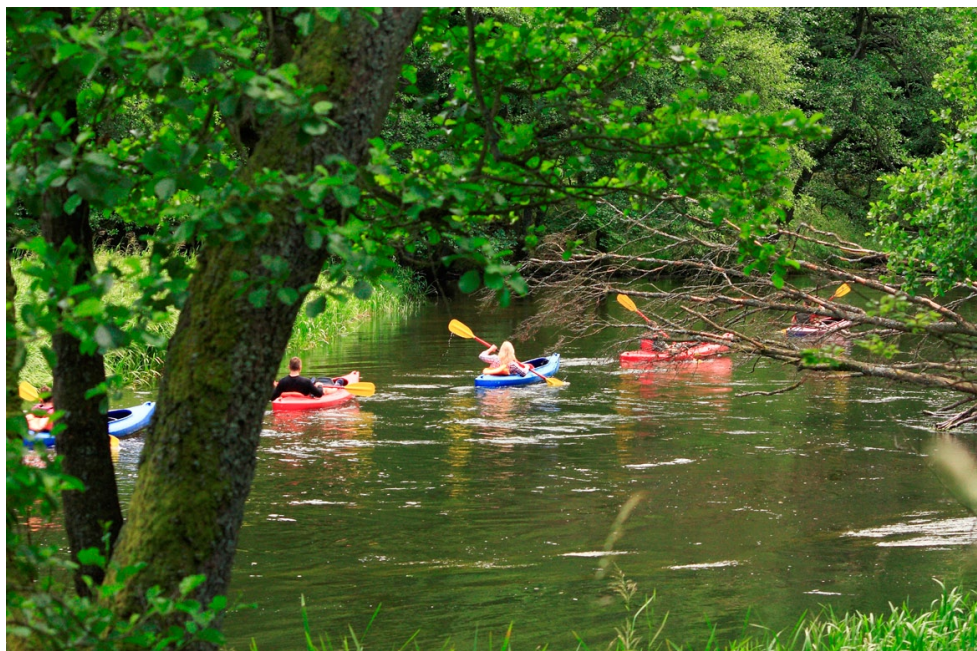
Mimo, że uprawiana na rzekach turystyka kajakowa uważana jest generalnie za bliską przyrodzie i „proekologiczną” formę turystyki, niektóre siedliska przyrodnicze i gatunki chronione w obszarach Natura 2000 nie znoszą jej w nadmiarze. Na przykład na rzekach Pomorza udokumentowano negatywne oddziaływanie spływów kajakowych na chronione w obszarach Natura 2000 ptaki, np. gągoła *Bucephala clangula* i nurogę *Mergus merganser* (Jermaczek et al. 2011, Pawlaczyk 2014). Problem występuje w okresie, gdy ptaki sprowadzały wyklute pisklęta na wodę, i polega na rozpraszaniu stadek rodzinnych oraz wymuszaniu zachowań odwodzących samic, co wiąże się z tymczasowym opuszczaniem nie w pełni samodzielnych jeszcze piskląt. Skala problemu np. w na Drawie w Drawieńskim Parku Narodowym, gdzie zwłaszcza w letnie weekendy przez kilka godzin płynie praktycznie ciągły sznur kajaków (fot. 7), oceniona została jako znaczące negatywne oddziaływanie na obszar Natu-

ra 2000, i to mimo stosowanych przez Park regulacji minimalizujących oddziaływanie – np. otwierania Drawy do spływów dopiero od 1 lipca (co jednak okazuje się wciąż terminem zbyt wczesnym). Na małych rzekach włosienicznikowych (np. Pliszka, Ilanka na Ziemi Lubuskiej) notowano fizyczne niszczenie typowej dla tego siedliska przyrodniczego (3260) roślinności wodnej wskutek spływów kajakowych przy niskim stanie wody.

Istnieje także potencjalne ryzyko oddziaływania ruchu kajakowego na zimorodka *Alcedo atthis*. Obecność kajakarzy w okresie lęgowym jest elementem niepokojącym ptaki i ograniczającym im czas, który mogą przeznaczyć na żerowanie i dostarczanie pokarmu pisklętom. Do najbardziej newralgicznych okresów należy zasiedlanie stanowisk lęgowych (przełom marca i kwietnia) oraz karmienie piskląt (od połowy maja do połowy lipca, w niektórych sezonach aż do końca

lipca). Znaczna liczba wykrotów powoduje zatrzymywanie się kajaków przy przeszkodach, przenoszenie kajaków brzegiem itd. Stanowiska lęgowe zimorodka są często zlokalizowane właśnie na skarpach powstałych w wyniku powalenia się drzew. Hałas i dłuższe przebywanie ludzi w tych miejscach jest elementem ryzyka dla gniazdujących par. Kucharski (2004) uważa za potrzebne wytypowanie „strefy ciszy” na rzekach o znacznym zagęszczeniu zimorodka (powyżej 4-5 par/10 km) z zakazem opuszczania kajaków na tych odcinkach, wprowadzenie obowiązku dzielenia masowych spływów kajakowych na grupy nie przekraczające kilkunastu kajaków, ograniczenie penetracji brzegów, lub wręcz całkowite wyłączenie pewnych odcinków rzek ze spływów w okresie lęgowym (1.04 – 15.08).

Jaszczuk i Nawrocki (2016) podkreślają, że wolne od obecności ludzkiej powinny pozostać wyspy na rzekach – co jest ważnym



Fot. 7. Turystyka kajakowa na Drawie w Drawieńskim Parku Narodowym – w letnie weekendy ruch przybiera formę ciągłego sznura kajaków, co generuje znaczące negatywne oddziaływanie na przedmioty ochrony obszaru Natura 2000 (fot. Tomasz Krzyżków).

Photo 7. Recreational kayaking on the Drawa River in the Drawa National Park. The traffic at summer weekends, in the form of continuous line of kayaks, generates a significant negative impact on the Natura 2000 interest features (photo by Tomasz Krzyżków).

czynnikiem dla lęgnących się dla nich ptaków, ale i dla ptaków wykorzystujących wyspy do żerowania, także w okresach migracji. Przytaczają, że na Pilicy wzmożony ruch kajaków doprowadził do wyginięcia siewczek i rybitw gniazdujących na piaszczystych wyspach.

Kajaki pływają także ryby i mogą uniemożliwiać ich przebywanie na płytyznach, które dla młodocianych stadiów niemal wszystkich gatunków ryb, a także dla dorosłych osobników niektórych gatunków, są podstawowym miejscem żerowania. Taki sam negatywny wpływ masowy ruch kajakowy może wywierać na odbywające tarło ryby litoofilne. Wprawdzie nie dotyczy to łososiowatych, trących się późną jesienią, ale może dotyczyć większości ryb chronionych w obszarach Natura 2000, w przypadku masowych spływów zwłaszcza wiosną - np. głowacza białopłetwego *Cottus gobio* (tarło od kwietnia do maja - pierwszej połowy czerwca), brzanki *Barbus meridionalis* (tarło w maju i czerwcu), minogów *Lampetra planeri*, *Lampetra fluviatilis*, *Eudontomyzon mariae* (tarło od kwietnia do maja), piskorza *Misgurnus fossilis* (tarło do kwietnia do czerwca), kozy *Cobitis taenia* (tarło od maja do czerwca), kozy złotawej *Sabanejewia aurata* (tarło w czerwcu), różanki *Rhodeus sericeus amarus* (tarło od kwietnia do czerwca). Nie ma na razie opublikowanych przykładów, by na polskich rzekach doszło do takich znaczących oddziaływań, ale takie ryzyko niewątpliwie istnieje.

Intensywne wykorzystywanie rzeki do spływów kajakowych może prowokować (por. np. Nawrocka-Grzeskowiak i Głuchowski 2013) do usuwania z niej rumoszu drzewnego, ważnego elementu ekosystemu rzeczno- (por. wyżej).

Rekreacja wodna i nadwodna, gdy jej natężenie przybierze nadmierne rozmiary, może powodować także fizyczne niszczenie brzegów i roślinności (np. wskutek wysiadania z kajaka, dojść do rzeki, ścieżek wędkarskich wzdłuż rzeki, zawlekanie neofitów), dotkliwe zwłaszcza gdy dotyczą małopowierzchniowych, a ważnych elementów ekosystemu, jak np. miejsca wysięków wód podziemnych).

Przypadki takie nie podważają generalnej tezy, że turystyka i rekreacja wodna dobrze służą budowie więzi ludzi z przyrodą rzek i ich dolin, mając duże znaczenie w budowie dobrego klimatu społecznego do jej ochrony. W skali kraju jej pozytywne zdecydowanie przeważają nad negatywnymi oddziaływaniami. W konkretnych obszarach Natura 2000 negatywy mogą jednak być istotne, a rozwiązywanie takich problemów może być konieczne, wymagając niekiedy także ograniczeń w powszechnym korzystaniu z wód - bo niektórych z powyższych problemów nie da się rozwiązać miękkimi środkami, jak edukacja przyrodnicza turystów.

3.9. Nieprzekształcenie przez bobry?

Bóbr *Castor fiber* jest gatunkiem z załącznika II dyrektywy siedliskowej, co oznacza, że obszary Natura 2000 mają chronić m. in. jego populację. Działania inżynierskie bobrów, w tym tamowanie cieków, a w mniejszym stopniu także ścinanie drzew, wpływają silnie na ekosystemy cieków, zwłaszcza mniejszych.

Niekiedy podkreślany jest negatywny wpływ bobrów na cieki i ichtiofaunę, jak i na sąsiadujące ekosystemy. Rzeczywiście, tamy bobrowe (fot. 8) mogą stanowić bariery dla migracji ryb (por. wyżej pkt 3.4), a powstające za nimi rozlewiska zmieniają charakter cieku w wodę stojącą, z konsekwencjami w postaci osadzania się namulów i zaniku fragmentów zwirowego dna. W literaturze znane są przykłady takich oddziaływań na populacje ryb łososiowatych (Kesminas et al. 2013, Domagała et al. 2013), nie ma powodu by wątpić, że takie oddziaływania dotyczą również migrujących gatunków ryb chronionych w obszarach Natura 2000. Podtapianie przez bobry może powodować lokalne zniszczenia sąsiadujących z rzeką ekosystemów, zwłaszcza łęgów (siedlisko 91E0), ziołorośli nadrzecznych (siedlisko 6430), łąk nadrzecznych (siedliska 6510, 6410) i torfowisk (np. siedlisko 7230). Ścinanie drzew może oznaczać punktowe zniszczenie łęgu. O ile istnieją techniczne sposoby ograniczania zalewania terenu przez bobry oraz ochrony pojedynczych drzew (Czech 2005, Campbell-Palmer



Fot. 8. Tama bobrowa silnie oddziałuje na ekosystem ciek, stanowi także barierę dla migracji organizmów wodnych (fot. Paweł Pawlaczyk).

Photo 8. Beaver dam generates a significant impact on water course ecosystem and hinders migration of water organisms (photo by Paweł Pawlaczyk).

et al. 2016), to nie ma sposobu, by pogodzić istnienie tamy bobrowej na rzece z drożnością ciek dla migracji ryb.

Zagadnienie oddziaływania bobrów na ciek, w tym na rzeczne przedmioty ochrony obszarów Natura 2000, jest jednak bardziej złożone. Rozlewiska bobrowe są ważnymi biotopami innych przedmiotów ochrony (płazy, żółw błotny *Emys orbicularis*, wydra *Lutra lutra*, zalotka większa *Leucorhina pectoralis* – por. Janiszewski et al. 2014 i lit. tam cyt.). Negatywne oddziaływanie bobrów niekiedy okazuje się nie tak poważne, jak mogłoby się wydawać na pierwszy rzut oka: niekiedy tamy przegradzające ciek okazują się tylko tymczasowymi barierami, gdyż są znoszone lub rozszczelniane przez wezbrania (Kukuła et al. 2008); niektóre zalane przez bobry torfowiska reagują emersyjnie, po kilku miesiącach wynurzając swoją powierzchnię (Kujawa-Pawlaczyk i Pawlaczyk

2014). Przede wszystkim jednak, w większej skali przestrzennej, istnienie tam i rozlewisk bobrowych może wywierać pozytywny efekt na ekosystemy rzeczne i przyrzeczne, w tym na ichtiofaunę, a nawet na ryby łososiowate – dzięki poprawie reżimu hydrologicznego, jakości wody i bazy żerowej w skali lokalnej zlewni (Collen i Gibson 2001, Janiszewski et al. 2014, Campbell-Palmer et al. 2016). Wpływ ten może przeważać nad punktowymi zniszczeniami. Zagadnienie wymaga więc indywidualnego rozważania odrębnie w każdym obszarze.

4. Problemy praktycznego planowania i wdrażania ochrony

W świetle przedstawionych wyżej wymagań ekologicznych siedlisk przyrodniczych i gatunków chronionych w sieci Natura 2000,

wysnuć można (por. także Chylarecki i Kucharzyk 2004, Chylarecki et al. 2005) następujące uogólnienia:

- W przypadku rzecznych przedmiotów ochrony obszarów Natura 2000 szczególnie ostro widać, że ich ochrona musi uwzględniać aspekt dynamiczny. Nie da się zachować stałego, stabilnego stanu rzeki i związanych z nią siedlisk i gatunków. Rzekę można chronić tylko jako dynamiczny i zmienny system. Nie można oczekiwać stabilności płatów starorzeczy, kamieńców, namulisk, płatów roślinności włosienicznikowej, ani stałych mikrosiedlisk organizmów wodnych. Można i należy stawiać jednak za cel ciągłość ich występowania w zmiennym, kształtowanym przez zmienne stany wody i przez procesy dynamiki fluwialnej, korycie rzeczonym.
- Ponieważ funkcjonowanie ekosystemu rzecznych silnie zależy od zmiennych przepływów, oddziaływania na rzeczne przedmioty ochrony obszarów Natura 2000 mają często charakter „probabilistyczny”, tj. nie są natychmiastowym i bezpośrednim oddziaływaniem, ale raczej zmianą prawdopodobieństwa zdarzeń ważnych dla chronionych gatunków i siedlisk. Wystarczy to jednak, by w dłuższej perspektywie czasowej przedmioty ochrony zanikły lub pogorszyły swój stan. Przykładowo, nawet jeśli inwestycja przeciwpowodziowa nie narusza chronionych siedlisk, to sama zmiana prawdopodobieństwa wystąpienia okresowych zalewów doliny jest znaczącym negatywnym oddziaływaniem na siedliska zależne od tych zalewów, np. lasy łęgowe (siedlisko przyrodnicze 91E0).
- W przypadku rzek, źródła problemów i zagrożeń są często znacznie oddalone od ich receptorów. Aby ochrona rzecznych siedlisk przyrodniczych i gatunków była skuteczna, odpowiednie środki ochrony muszą być często podejmowane daleko od miejsc występowania tych siedlisk i gatunków, często także poza granicami objętego planowaniem obszaru Natura 2000 (np. działania w zlewni, zarządza-

nie wodą dopływającą i przynoszonym rumowiskiem, odtwarzanie dostępu do obszaru). Oceny oddziaływania przedsięwzięć na obszary Natura 2000 są niekiedy konieczne także dla przedsięwzięć położonych daleko od rozważanego obszaru². Działania ochronne dla ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków w rzece wymagają zwykle bardziej kompleksowej rewitalizacji rzeki wraz ze zlewnią.

- Wiele geosystemów rzecznych ma duże zdolności samonaprawcze – może się zrenaturalizować za pomocą spontanicznych procesów, byleby w tych procesach nie przeszkadzać. W szerokim zakresie możliwe w ten sposób jest także odtworzenie właściwego stanu ochrony rzecznych siedlisk przyrodniczych i gatunków, czyli osiągnięcie celów ochrony rzecznych obszarów Natura 2000. Wymagałoby to jednak akceptacji faktu, że rzeka przemodelowuje i przekształca swoje brzegi i koryto. To zaś często zderza się z poczuciem obowiązku zarządców wód, by „zachować stan istniejący dna i brzegów”, nawet gdy stan ten wiąże się z niezadowalającym stanem ochrony przedmiotów ochrony obszaru Natura 2000 i złym stanem ekologicznym wód.
- Wiele, o ile nie większość, środków potrzebnych do skutecznej ochrony rzecznych obszarów Natura 2000 to środki polegające na zaniechaniu lub ograniczeniu pewnych działań wobec rzek. Konieczne ograniczenia dotyczą jednak nie tylko działalności kontrolowanej (będącej przedmiotem decyzji administracyjnych, pozwoleń itp. – np. inwestycji, szczególnego korzystania z wód), ale także działań i zachowań nie wymagających odrębnych zezwoleń (prace z zakresu utrzymywania

2 Dowodem takiego obowiązku jest w orzecznictwie Trybunału Sprawiedliwości UE choćby wyrok w sprawie C-142/16, w którym uznano, że funkcjonowanie jazu i pobór wody chłodzącej do elektrowni Moorburg w Hamburgu wymaga oceny oddziaływania na obszary Natura 2000 położone w całym dorzeczu Łaby, nawet 600 km od tej elektrowni, orzekając że nieprzeprowadzenie takiej oceny uchybiało wymogom dyrektywy siedliskowej.

wód, powszechne i zwykle korzystanie z wód).

Planowanie ochrony obszarów Natura 2000 w Polsce następuje niemal wyłącznie za pomocą sporządzania i ustanawiania tzw. planów zadań ochronnych (Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2012, Balcerzak et al. 2014). Do 2017 r. takie plany zostały ustanowione dla ponad 400 obszarów, a kolejne są opracowywane. Drugi przewidziany w ustawie mechanizm planistyczny – ustanawianie planu ochrony dla obszaru Natura 2000 lub jego część – nie został, jak dotąd, nigdy użyty, tj. żaden taki plan do końca 2017 r. nie został ustanowiony. W kilkudziesięciu przypadkach zagadnienia ochrony obszaru Natura 2000 ujęto w ustanowionych dla części tego obszaru planach ochrony parków narodowych lub rezerwatów przyrody.

Ambitne założenia sporządzenia planów zadań ochronnych (Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2012) zostały zweryfikowane przez praktykę.

Oczywiste i naturalne jest, że w wielu przypadkach założenia skutecznej ochrony obszarów Natura 2000 zderzały się z interesami zarządców wód i ich użytkowników. Założono wprowadzić mechanizmy wypracowywania konsensusu lub kompromisu (Balcerzak et al. 2014), ale ich skuteczność okazała się wątpliwa. Zagadnienie to, bardzo ważne dla ochrony obszarów Natura 2000, wykracza jednak poza zakres tego artykułu.

Znaczące, i niekiedy destrukcyjne dla skutecznego planowania, okazały się jednak także zwykle aspekty techniczne. Przy sporządzaniu wszystkich dotychczasowych PZO przyjęto schemat prac polegający na próbie skartowania płatów siedlisk przyrodniczych i punktowych stanowisk gatunków, a następnie na dowiązywaniu do takich obiektów przestrzennych zagrożeń i działań ochronnych (Michalak i Sadowski 2013). W konsekwencji, poza polem widzenia planistów pozostawała często dynamika siedlisk rzecznych, jak również zagrożenia odległe od konkretnych płatów i stanowisk, nie dające się z nimi bezpośrednio powiązać. Znaczną trudność sprawiało też ustalanie działań ochronnych lokalizowanych daleko od miejsc występo-

wania siedlisk i gatunków, których ochronie te działania miały służyć (zarządzanie zlewnią, zarządzanie reżimem hydrologicznym i dostawą rumowiska), w wielu przypadkach przecież koniecznych.

W niektórych, nielicznych jednak planach udało się przynajmniej częściowo zawrzeć sensowne zapisy. Na przykład w planie zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Puszcza Goleniowska PLB320012, prawidłowo identyfikując czynniki kluczowe dla zimorodka, trafnie zapisano środek ochrony tego gatunku: „*Uwzględnianie ochrony zimorodka w gospodarce wodnej: utrzymywanie nadwodnych skarp, zadrzewień i zakrzewień nad rzekami, strumieniami oraz nad jeziorami i kanałami, z pozostawianiem drzew powalonych w nurt rzek i strumieni, rezygnacja z usuwania namułu z dna rzek i strumieni*”. W planie zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Dolny Dunajec PLH120085 trafnie zapisano środek ochrony siedlisk kamieńcowych i siedlisk ryb jako „*Zachowanie niezabudowanych i nieumocnionych odcinków brzegów rzeki Dunajec [ze wskazaniem wyjątków].... Zaniechanie eksploatacji żwiru z koryta Dunajca zarówno w ramach powszechnego, jak i szczególnego korzystania z wód; dopuszcza się likwidację odsypisk i namulisk zwiększających zagrożenie powodziowe (...) poprzez przemieszczenie materiału dennego (...) w kierunku wklęsłego brzegu lub wybranie materiału w danym miejscu koryta i wsypanie go w całości do koryta w wyższym odcinku rzeki (...)*”. Dla ochrony siedlisk kamieńcowych (3220-3240) w obszarze Dolina Białki zapisano środek ochronny: „*Pozostawienie kształtowania koryta Białki procesom naturalnym. Niepodejmowanie prac hydrotechnicznych w korycie Białki [z wyszczególnionymi wyjątkami, dla których ustalono celem działań ochronnych, że ich łączny zasięg nie powinien przekraczać 20% długości koryta rzecznej]*”.

Nawet jednak gdy w procesie planowania udało się wypracować konstruktywne zapisy merytoryczne, w latach 2014-2017 ustanowione plany zadań ochronnych stały się przedmiotem weryfikacji legislacyjnej ze strony Ministerstwa Środowiska, w ramach tzw. kontroli nadzorczej aktów prawa wyda-

nych przez organy administracji niezespolonej. W wyniku uwag nadzorczych Ministerstwo wymusiło zmiany niemal wszystkich ustanowionych wcześniej planów; w tym także usunięcie lub przeredagowanie przytoczonych wyżej zapisów. Zdaniem Ministerstwa Środowiska:

- W planach zadań ochronnych mogą być ujmowane wyłącznie działania, nie ma natomiast podstawy prawnej, która umożliwiłaby umieszczanie w nich zapisów „noszących zmanioną zakazu”, np. zapisów wymagających powstrzymania się od pewnych działań lub ich ograniczenia.
- Plan zadań ochronnych nie może niczego nakazywać (w tym nakazywać podjęcia działań ochronnych) podmiotom, które nie są ustawowo odpowiedzialne za obszary Natura 2000, a więc np. zarządcom wód. Nie można więc w nim zapisać działania ochronnego polegającego na rewitalizacji rzeki przez jej zarządcę, nawet gdy taka rewitalizacja jest konieczna do skutecznej ochrony obszaru Natura 2000.
- W planach zadań ochronnych nie można zawrzeć zapisów, które miałyby być realizowane poza granicą obszaru Natura 2000, którego dotyczy plan.

W konsekwencji, plany zadań ochronnych, przynajmniej w interpretacji narzuconej przez Ministerstwo Środowiska, okazały się instrumentem słabo dostosowanym do zidentyfikowanej powyżej specyfiki planowania ochrony rzecznych obszarów Natura 2000. Większość tych planów pomija milczeniem kluczowe uwarunkowania funkcjonowania przedmiotów ochrony związanych z rzeką, co najwyżej wskazując jakieś związane z tym zagrożenia, ale już nie ustalając odpowiednich celów ochrony ani środków ochronnych.

Nie sprawdziło się oczekiwanie społeczne, że sporządzane dla kolejnych obszarów Natura 2000 plany: po pierwsze – określą gdzie znajdują się (a gdzie nie) przedmioty ochrony, a po drugie – sformułują jasne reguły, co w obszarze jest dozwolone, a co nie. Sporządzone plany nie są zbytnio przydatne zarządzającym wodami, bo wskutek powyższych problemów nadal nie mówią im, co po-

winni, a czego nie powinni robić w ramach zarządzania swoimi rzekami. Przynajmniej w stosunku do rzecznych obszarów Natura 2000 wydaje się, że poświęcony na planowanie ochrony wysiłek nie spełnił pokładanych w tym instrumencie nadziei i przynajmniej częściowo okazał się zmarnowany.

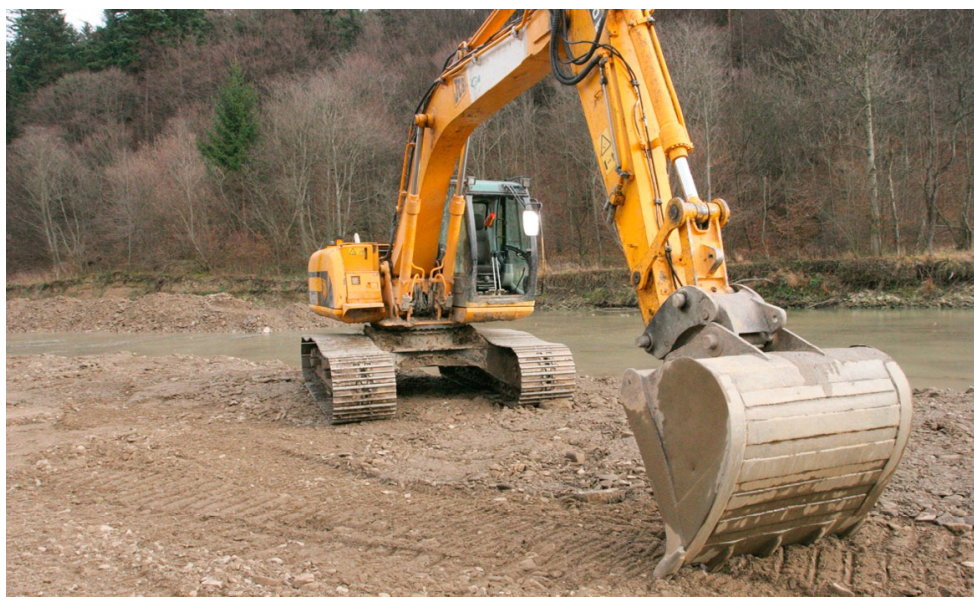
W praktyce planowania ochrony rzecznych obszarów Natura 2000 istotne okazały się problemy językowe. Branżowy język zarządców rzek i branżowy język przyrodników posługuje się często terminami nacechowanymi zupełnie odmiennym wartościowaniem używanymi na określenie tych samych desygnatów. Przykładowo, negatywnie nacechowane dla zarządcy rzeki „wyrwy brzegowe” i „wyboje w dnie”, często będące dodatkowo „szkodami powodziowymi”, to dla przyrodnika cenne i kluczowe dla niektórych gatunków skarpy brzegowe, głęboczki; przejawy unaturalnienia się rzeki w wyniku epizodu wezbraniowego. Wykształcanie się chronionych siedlisk przyrodniczych 3220-3240 hydrotechnik określi często jako negatywnie nacechowane „zażwirowanie rzeki”. „Drzewa patologiczne” w języku zarządcy rzeki i „drzewa biocenotyczne” w języku przyrodnika to dokładnie te same drzewa, a za określenie ich tymi przymiotnikami odpowiadają te same cechy. „Zatory drzewne” negatywnie postrzegane przez administratora cieków, to dla przyrodnika pozytywnie postrzegany rumosz drzewny – cenny i ważny element ekosystemu rzeczno-egzonalnego. Normalny, okresowy zalew doliny (np. wiosenne rozlewiska wody na łąkach), jednoznacznie pozytywnie postrzegany przez przyrodników, wielu rolników i niektórzy administratorzy rzek nazwą (zresztą błędnie, w świetle definicji z Prawa Wodnego) „powodzią”. Zarządcy rzek mówią często o „sprawności hydraulicznej koryta”, sugerując że koryto cieków o wysokich oporach przepływu jest „niesprawne”, podczas gdy w niektórych ciekach zarządzanie ryzykiem powodziowym wręcz wymaga spowalniania odpływu, a przyrodnicy to samo zjawisko nazwą „retencją dolinową”.

Z drugiej strony, przyrodnicy – w tym planujący ochronę Natura 2000 – słabo posługują się specyficznym językiem gospodar-

ki wodnej, nie zawsze odróżniając np. prace melioracyjne od prac utrzymaniowych, czy utrzymanie wód od regulacji rzek (fot. 9). Prowadziło to i prowadzi do częstych błędnych diagnoz w identyfikacji zagrożeń dla obszarów Natura 2000, także w zapisach planów zadań ochronnych. Szczególnie popularne jest wskazywanie zagrożeń ze strony regulacji rzek, gdy w rzeczywistości chodzi o powtarzalne ich odmulanie w ramach robót utrzymaniowych. Precyzyjnemu i prawidłowemu określeniu zagrożeń nie przysłużył się wymóg, by w planach zadań ochronnych klasyfikować wszystkie zagrożenia do schematycznych, z góry określonych, ogólnoeuropejskich kategorii.

Teoretycznie, pokonywaniu takich m. in. językowych barier służyć miało funkcjonowanie tzw. Zespołów Lokalnej Współpracy i praca warsztatowa w ich kręgach, co zakładano w ramach opracowywania każdego planu zadań ochronnych (Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2012, Balcerzak et al. 2014). W praktycznym wykonaniu zwykle element ten sprowadzany był do serii spotkań z prezentacją kolejnych etapów pracy nad planem, z dyskusją polegającą raczej na obronie interesów poszczególnych uczestników procesu, niż na osiągnięciu konsensusu.

Dotychczasowe doświadczenia planowania ochrony rzecznych obszarów Natura 2000 nie napawają więc optymizmem.



Fot. 9. Koparka pracująca w nurcie rzeki może wykonywać: regulację rzeki, budowę budowli regulacyjnej, realizację innej inwestycji, „odżwirowanie” w ramach utrzymania wód, „usuwanie szkód powodziowych” w ramach utrzymania wód, „usuwanie roślin korzeniących się w dnie” w ramach utrzymania wód, „zapobieganie poważnemu i nagłemu niebezpieczeństwu powodziowemu”, pozyskanie żwiru w ramach powszechnego korzystania z wód lub szczególne korzystanie z wód. Z każdą z tych sytuacji wiąże się odrębne procedury prawne, a błędna identyfikacja sytuacji będzie skutkować nieskutecznością interwencji lub zapisów planistycznych (fot. Michał Ciach).

Photo 9. An excavator operating in a river channel can perform: channelization, building a hydrotechnical structure or other investment project, “dredging” within river maintenance, “flood damage removal” within river maintenance, “rooted aquatics removal” within river maintenance, “preventing serious and unexpected flood risk”, gravel excavation within general water use or specific water use. Each of the activities requires separate administrative procedure and its wrong identification will result in ineffective interventions or planning decisions (photo by Michał Ciach).

Z drugiej jednak strony, pewne szanse dla obszarów Natura 2000 związane są z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej, wymagającej ustalenia celów środowiskowych także dla obszarów chronionych. Cele takie bardzo trudno jest wprowadzić wyekstrahować ze sporządzanych i ustanawianych w Polsce planów zadań ochronnych, można jednak je oprzeć na wymaganiach ekologicznych odpowiednich siedlisk i gatunków, tak jak w aktualnej edycji planów gospodarowania wodami dorzeczy (KZGW 2016, Hobot et al. 2014). Zgodnie z mechanizmem dyrektywy, cele które sformułuje ochrona przyrody, stają się wiążącymi celami także dla zarządzających wodami. Przyszłość pokaże, w jakim stopniu ten obiecujący mechanizm prawny rzeczywiście przysłuży się ochronie rzecznych obszarów Natura 2000.

Niezależnie od problemów formalnych związanych z planowaniem, optymistyczne jest też coraz częstsze podejmowanie inicjatyw rewitalizacji rzek, uzasadnianych właśnie potrzebą ochrony gatunków i siedlisk przyrodniczych w obszarach Natura 2000 i korzystających ze źródeł finansowania przeznaczonych na ten cel (LIFE, POIiŚ). Przedsięwzięcia takie, w znacznym stopniu uwzględniające ekologiczne wymagania ochrony, zrealizowano lub realizuje się m. in. na:

- Białej Tarnowskiej, gdzie zarządzającą rzeką RZGW w Krakowie³ wspólnie z Instytutem Ochrony Przyrody i WWF zrealizowało przedsięwzięcie „Przywrócenie drożności korytarza ekologicznego doliny rzeki Biała Tarnowska” (<http://www.losos.org.pl>), obejmujące m. in. przywracanie ciągłości ekologicznej, wyznaczenie korytarza swobodnej migracji rzeki Białej Tarnowskiej i stworzenie warunków do jego funkcjonowania przez wykupy gruntów, rekolonizację skójki gruboskorupowej, renaturyzację lasów i zarośli łągowych oraz roślinności kamieńców;

W 2018 r. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie rozpoczęło kolejne przedsięwzięcie na tej rzece, będące kontynuacją pierwszego. Zakłada ono, oprócz przebudowy stopni i rozbiórki zbędnej zabudowy poprzecznej, również inicjowanie procesów odtwarzających korytarz swobodnej migracji rzeki, w tym zwiększających szerokość i pojemność koryta, tworzących terasy zalewowe oraz stymulujących wzrost naturalnej retencji dolinowej. Dla ochrony przed erozją mają być wykonane „umocnienia śpiące”, nie na brzegu rzeki, a na granicy przewidywanego korytarza jej swobodnej migracji (<https://biala-tarnowska.org/>);

- Wisłocy z dopływami, gdzie zarządzającą rzeką RZGW w Krakowie wraz z 9 innymi partnerami zrealizowało przedsięwzięcie „Przywrócenie drożności korytarza ekologicznego rzeki Wisłoki i jej dopływów” (<http://korekowisloka.pl>), obejmujące m. in. przywracanie ciągłości ekologicznej i odtwarzanie elementów dynamiki fluwialnej (wzbogacanie rzeki w żwir, ponadwymiarowe głazy, wykup działek dla umożliwienia swobodnej erozji bocznej);
- Inie z dopływami, gdzie zarządzającą rzeką Zachodniopomorski ZMiUW zrealizował przedsięwzięcie „Budowa niebieskiego korytarza ekologicznego wzdłuż doliny rzeki Iny i jej dopływów”, (<http://www.lifeina.zzmiuw.pl>), obejmujące m. in. przywracanie ciągłości ekologicznej oraz wprowadzanie zadrzewień (Durkowski 2017);
- Redzie z dopływami, gdzie zarządzającą rzeką Zachodniopomorski ZMiUW zrealizował przedsięwzięcie „Budowa niebieskiego korytarza ekologicznego wzdłuż doliny rzeki Regi i jej dopływów”, (<http://www.liferega.zzmiuw.pl>), analogiczne do działań na Inie;
- Drawie, Korytnicy, Grabowej i Radwi, gdzie RDOŚ w Szczecinie realizuje przedsięwzięcie „Czynna ochrona siedlisk włosieniczników i udrożnienie korytarza ekologicznego zlewni rzeki Drawy w Polsce” (<http://drawalifeplus.rdos.szczecin.pl>), nakierowane na ochronę siedliska

3 Od 1 stycznia 2018 r. ciekami w Polsce zarządza co do zasady Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, które zastąpiło dawne Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej (RZGW) oraz Wojewódzkie Zarządy Melioracji i Urządzeń Wodnych (ZMiUW).

przyrodniczego 3260, a obejmujące m. in. przywracanie ciągłości ekologicznej i przywracanie naturalnych elementów morfologicznych koryta rzek.

Inspirujące jest także zrealizowanie przedsięwzięcie „Tarliska Górnej Raby” (<http://tarliskagornejraby.pl>), dofinansowane w ramach Szwajcarskiego Programu Współpracy z Nowymi Członkami UE, w ramach którego stowarzyszenie „Ab Ovo” w partnerstwie z zarządzającym rzeką RZGW w Krakowie, zrealizowało działania odtwarzające dynamiczną stabilność koryta Raby i jej dopływów. Przebudowa starych zapór przeciwrumowiskowych, ukształtowanie sekwencji bystrzy, kierowanie nurtu za pomocą naturalnych deflektorów z głazów okazały się skuteczne w powstrzymaniu nadmiernego wcinania się koryta rzeki, która sama odbudowała część swoich żwirowisk. Udało się przyjąć model korytarza spontanicznej migracji rzeki, umacniając drzewami i kamieniami jego granice, a nie aktualne brzegi rzeki. Przedsięwzięcie nie odwoływało się wprost do celów ochrony obszarów Natura

2000, ale w oczywisty sposób służy ochronie siedlisk kamieńcowych i łęgowych w obszarze Raba z Mszanką PLH120093. Przede wszystkim zaś pokazało nowoczesny model zarządzania rzeką i osiągania dynamicznej stabilności jej koryta, z uwzględnieniem aktualnej wiedzy o hydrologii i geomorfologii fluwialnej, nadający się do powielania także w innych miejscach (Jeleński i Wyżga 2016).

Trwają też przygotowania do kolejnych podobnych przedsięwzięć. Wydaje się, że świadomość ekologiczna, hydrologiczna i geomorfologiczna zarządców rzek w obszarach Natura 2000, a także świadomość przynajmniej niektórych projektantów-hydrotechników stopniowo, choć powoli, zmienia się i ewoluuje w kierunku lepszego zharmonizowania ze współczesnym stanem wiedzy i lepszemu uwzględnianiu potrzeb środowiskowych. Daje to nadzieję poprawy skuteczności ochrony rzek w obszarach Natura 2000 w przyszłości. Przynajmniej o ile procesu tego nie zniszczą odmienne decyzje polityków, jak np. próby podporządkowania zarządzania rzekami rozwojowi żeglugi śródlądowej.

LITERATURA

- ACERMAN M. C., FERGUSON J. D. 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshw. Biol.* 55: 32-48.
- ADAMSKI A. 2007. Siedliska przyrodnicze o znaczeniu europejskim związane z dolinami rzek w Polsce. In: *Towarzystwo na rzecz Ziemi i Polska Zielona Sieć. Jak skutecznie chronić przyrodę dolin rzecznych? Materiały szkoleniowe dla uczestników warsztatów zorganizowanych w dniach 29–30 maja 2007 przez Towarzystwo na rzecz Ziemi i Polską Zieloną Sieć*: 12-20.
- ADAMSKI P., BARTEL R., BERESZYŃSKI A., KEPEL A., WITKOWSKI Z. (Eds.). 2004. *Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- BALCERZAK J., KISZKURNO S., LANGOWSKI A., MICHALAK R., ZAJĄCZKOWSKA-PAJKA A. 2014. *Planowanie ochrony na obszarach Natura 2000 – Kodeks Dobrych Praktyk*. GDOŚ, Warszawa.
- BERNARD R. 2010. Trzepla zielona *Ophiogomphus cecilia*. In: MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M. (Eds.). *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część 1*. GIOŚ, Warszawa: 32-58.
- BIRON P. M., BUFFIN-BÉLANGER T., LAROCQUE M., CHONÉ G., CLOUTIER C. A., OUELLET M.-A., DEMERS S., OLSEN T., DESJARLAIS C., EYQUEM J. 2014. Freedom space for rivers: a sustainable management approach to enhance river resilience. *Environ. Manage.* 54: 1056–1073.
- BŁACHUTA J., ROSA J., WIŚNIEWOLSKI W., ZGRABCZYŃSKI J., BARTEL R., BIAŁOKOZ W., BORZĘCKA I., CHYBOWSKI Ł., DEPOWSKI R., DĘBOWSKI P., DOMAGAŁA J., DROŻDŻYŃSKI K., HAUSA P., KUKUŁA K., KUBACKA D., KULESA K., LIGIEŻA J., LUDWICZAK M., PAWŁOWSKI M., PICIŃSKA-FAŁTYNOWICZ J., LISIŃSKI K., WITKOWSKI A., ZGRABCZYŃSKI D., ZGRABCZYŃSKA M. 2010. Ocena potrzeb i priorytetów udrożnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce. Krajowy

- Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa. Dostęp 27.12.2017. [<http://www.rdw.kzgw.gov.pl/pl/materialy-do-pobrania>].
- BOJARSKI A., JELEŃSKI J., JELONEK M., LITEWKA T., WYŻGA B., ZALEWSKI J. 2005. Zasady dobrych praktyk w utrzymaniu rzek i potoków górskich. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. Dostęp 05.01.2018. [http://www.krakow.rzgw.gov.pl/wodypolskie_old/download/Zasady_dobrej_praktyki.pdf].
- BORYSIK J. 2004. Zalewane muliste brzegi rzek. In: HERBICH J. (Ed.). Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, Tom 2: 109-114.
- BUFFIN-BÉLANGER T., BIRON P. M., LAROCQUE M., DEMERS S., OLSEN T., CHONÉ G., OUELLET M.-A., CLOUTIER C. A., DESJARLAIS C., EYQUEM J. 2015. Freedom space for rivers: An economically viable river management concept in a changing climate. *Geomorphology* 251: 137-148.
- BURMEISTER E. G., BURMEISTER J. 2010. Zur Populationsstruktur von *Unio crassus* Philipsson 1788 im Krebsenbach bei Fuerstenfeldbruck in Oberbayern (*Bivalvia*, *Unionidae*). *Lauterbornia* 70: 37-52.
- CAMPBELL-PALMER R., GOW D., SCHWAB G., HALLEY D., GURNELL J., GIRLING S., LISLE S., CAMPBELL R., DICKINSON H., JONES S. 2016. The Eurasian Beaver Handbook: ecology and management of *Castor fiber*. Pelagic Publishing Ltd., Exeter.
- CHANIN P. 2003. Ecology of the European Otter. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 10. English Nature, Peterborough.
- CHODKIEWICZ T., MEISSNER W., CHYLARECKI P., NEUBAUER G., SIKORA A., PIETRASZ K., CENIAN Z., BETLEJA J., KAJTOCH Ł., LENKIEWICZ W., ŁAWICKI Ł., ROHDE Z., RUBACHA S., SMYK B., WIELOCH M., WYLEGAŁA P., ZIELIŃSKA M., ZIELIŃSKI P. 2016. Monitoring Ptaków Polski w latach 2015–2016. Biuletyn Monitoringu Przyrody 15: 1-86.
- CHYLARECKI P., ENGEL J., KINDLER J., NIEZNAŃSKI P., OKRUSZKO T., RUTKOWSKI M., WIŚNIEWSKA M. M. 2005. Zasady gospodarowania na obszarach Natura 2000 w dolinach rzek. WWF Polska, GWP Polska, Warszawa.
- CHYLARECKI P., KUCHARZYK M. 2004. Przyrodnicze uwarunkowania wdrażania sieci NATURA 2000 na obszarach dolin rzecznych. Zasady gospodarowania na obszarach NATURA 2000 w dolinach rzecznych, etap I, część II; Global Water Partnership i WWF Polska, Warszawa. Dostęp 28.12.2017. [http://wwf.home.pl/informacje/publikacje/natura/dolinyN2000_2%20uwarunkowania%20przyrodnicze.pdf].
- CIERLIK G., MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M., MRÓZ W., PERZANOWSKA J., KRÓL W., BARAN P., ZIĘCIK A. 2013. Sporządzenie projektu raportu dla Komisji Europejskiej w części dot. monitoringu. Manuskrypt. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- COLLEN P., GIBSON R.J. 2000. The general ecology of beavers (*Castor spp.*), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish – a review. *Rev Fish Biol and Fisheries* 10, 4: 439-461.
- COLLINS B. D., MONTGOMERY D. R., FETHERSTON K., ABBE T. B. 2012. The floodplain large-wood cycle hypothesis: A mechanism for the physical and biotic structuring of temperate forested alluvial valleys in the North Pacific coastal ecoregion. *Geomorphology* 139-140: 460-470.
- CRAMER M. L. (Ed.). 2012. Stream habitat restoration guidelines. Washington Departments of Fish and Wildlife, Natural Resources & Ecology, Washington State Recreation and Conservation Office, Puget Sound Partnership, U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington. Dostęp 10.10.2017. [<http://wdfw.wa.gov/publications/01374/>].
- CZECH A. 2005. Analiza dotychczasowych rodzajów i rozmiaru szkód wyrządzanych przez bobry oraz stosowanie metod rozwiązywania sytuacji konfliktowych. IOP PAN, Kraków. Dostęp 05.01.2018. [<http://www.kp.org.pl/poradniki>].
- DENIC M., STOECKL K., GUM B., GEIST J. 2013. Physicochemical assessment of *Unio crassus* habitat quality in a small upland stream and implications for conservation. *Hydrobiologia*. Dostęp 27.12.2017. [doi: 10.1007/s10750-013-1467-z].
- DEVILLIERS P., DEVILLIERS-TERSCHUREN J. 1996. A classification of palaearctic habitats. *Council of Europe, Nature and Environment* 78: 1-197.
- DOMAGAŁA J., CZERNIAWSKI R., PILECKA-RAPACZ M., KESMINAS V. 2013. Do beaver dams on small streams influence the effects of trout (*Salmo trutta trutta*) stocking? Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Ochrony Środowiska, Rocznik Ochrony Środowiska 15: 96-106.

- DOUDA K., HORKÝ P., BILÝ M. 2012. Host limitation of the thick-shelled river mussel: identifying the threats to declining affiliate species. *Anim. Conserv.* 15, 5: 536-544.
- DURKOWSKI T. (Ed.) 2017. Zlewnia rzeki Iny. Budowa niebieskiego korytarza ekologicznego wzdłuż doliny rzeki Iny i jej dopływów. Zachodniopomorski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych, Szczecin. Dostęp 05.01.2018. [http://www.lifeina.zzmuiw.pl/index.php?option=com_content&view=article&id=161&Itemid=217&lang=pl].
- Dyrektywa Rady 2/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. Dz. Urz. WE L206/7 z 22.7.1992.
- European Commission 2013. Manual of European Union Habitats EUR28, Brussels.
- European Environmental Agency 2017. EUNIS habitat classification. Dostęp 25.12.2017. [<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>].
- European Topic Centre 2013. Article 17 web tool on biogeographical assessments of conservation status of species and habitats under Article 17 of the Habitats Directive, Dostęp 27.01.2018. [<http://art17.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>].
- FIGARSKI T., KAJTOCH Ł. 2014. Wpływ wezbrań powodziowych oraz przekształceń hydrotechnicznych rzek na warunki występowania ptaków lęgowych podgórskich koryt rzecznych. *Przegl. Przyr.* 25, 4: 78-91.
- FLORSHEIM J. L., MOUNT J. F., CHIN A. 2008. Bank erosion as desirable attribute of rivers. *BioScience* 58, 6: 519-529.
- Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2012. Opracowanie projektu planu zadań ochronnych (PZO) dla obszaru Natura 2000. Manuskrypt. Warszawa. Dostęp 30.12.2017. [http://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5073/Wytyczne_GDOS_do_opracowania_planu_zadan_ochronnych_dla_obszaru_Natura_2000.pdf].
- GODYŃ I., INDYK W., JARZĄBEK A., PUŚŁOWSKA-TYSZEWSKA D., OWSIANY M., SARNA S., STANKO R., TYSZEWSKI S. 2011. Dobre praktyki planowania gospodarowania wodami na obszarach cennych przyrodniczo - zalecenia dla powiązania procesów planowania gospodarowania wodami i ochrony obszarów Natura 2000. RZGW w Krakowie, Kraków. Dostęp 27.12.2017. [http://www.orawa.krakow.rzgw.gov.pl/download/nowy/dobre_praktyki.pdf].
- GREGORY S. V., BOYER K. L., GURNELL A. (Eds.) 2003. The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Bethesda.
- GROMADZKI M. (Ed.). 2004. Ptaki. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- GRYGORUK M., KASJANIUK A., KOSTECKA A., FIEDORCZUK P., GRYGORUK J. 2014. Monitoring prac utrzymaniowych i usuwania skutków powodzi realizowanych przez Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Białymstoku: ocena zgodności działań WZMiUW z prawem unijnym i krajowym, ich konsekwencji dla mieszkańców i środowiska naturalnego oraz podejmowanie interwencji w razie wykrycia nieprawidłowości. Stowarzyszenie Niezależnych Inicjatyw Nasza Natura, Białystok. Dostęp 05.01.2018. [http://naszanatura.com.pl/wp-content/uploads/2015/01/nasza_naturaRaport.pdf].
- GURNELL A. (Ed.). 2007. Wood in world rivers. Proceedings on the 2nd International Conference, Stirling. *Earth Surf. Proc. Land.* 32, 8: 1129-1272.
- HARMON M. E., FRANKLIN J. F., SWANSON F. J., SOLLINS P., GREGORY S. V., LATTIN J. D., ANDERSON N. H., CLINE S. P., AUMEN N. G., SEDELL J. R., LIENKAEMPER G. W., CROMACK K., CUMMINS K. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133-302.
- HERBICH J. (Ed.). 2004. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 2: Wody słodkie i torfowiska. Tom 3: Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska i zarośla. Tom 5: Lasy. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- HOBOT A. (Ed.). 2013. Ustalenie celów środowiskowych dla jednolitych części wód powierzchniowych (JCWP), podziemnych (JCWPd) i obszarów chronionych. Pectore Eco, Klub Przyrodników i Instytut Ochrony Środowiska, Manuskrypt. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Gliwice. Dostęp 27.12.2017. [<http://nfosigw.gov.pl/bazawiedzy/ekspertyzy-dof-przez-nfosigw/>].
- JANISZEWSKI P., HANZAL V., MISIUKIEWICZ W. 2014. The european beaver (*Castor fiber*) as a key-stone species – a literature review. *Balt. For.* 20, 2: 277-286.

- JANKOWIAK Ł., ŁAWICKI Ł. 2014. Marginal habitats as important refugia for riparian birds during flood years. *Bird. Study* 61: 125-129.
- JASZCZUK E., NAWROCKI P. 2016. Ekoporadnik kajakarza – gościa toni rzecznej. *Wiosło* 2016, 2: 30-33. Dostęp 27.12.2017. [<https://www.wwf.pl/sites/default/files/2017-07/Ekoporadnik%20kajakarza%2C%20go%C5%9Bcia%20toni%20rzecznej.pdf>].
- JELEŃSKI J., WYŻGA B. 2016. Możliwe techniczne i biologiczne interwencje w utrzymaniu rzek górskich. *Ab Ovo*. Dostęp 27.12.2007. [<http://tarliskagornejraby.pl/>].
- JELONEK M. (Ed.) 2014. Urządzenia migracji ryb. Podstawy przyrodnicze, kryteria projektowe i monitoring. RZGW w Krakowie, Kraków. Dostęp 31.12.2017. [<http://www.losos.org.pl/uploads/docs/BFPp.pdf>].
- JERMACZEK A., CHAPIŃSKI P., DUDA M., GLAPAN J., KRYZA K., PLATA W., STANILEWICZ A. 2011. Ptaki stanowiące przedmiot ochrony w wielkopolskiej części obszaru specjalnej ochrony Natura 2000 „Puszcza nad Gwdą” i propozycje działań ochronnych. *Przegl. Przyr.* 22, 2: 32-64.
- JERMACZEK-SITAK M. 2015. Interpretacja i ocena stanu siedlisk – doświadczenia transgraniczne na przykładzie Dolnej Odry. *Przegl. Przyr.* 26, 4: 66-75.
- JONES W., ELDRIDGE J., SILVA J. P., SCHIESSLER N. 2007. LIFE and Europe's rivers Protecting and improving our water resources. DG Environment, Brussels. Dostęp 01.01.2017. [<http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/rivers.pdf>].
- KACZKA R. J. 1999. Rola kłód w kształtowaniu systemu fluwialnego i związanych z nim biocenoz (Kamienica, Gorce). In: CHEŁMIŃSKI W., POCIĄSK-KARTECZKA J. (Eds.). *Interdyscyplinarność w badaniach dorzecza*, Instytut Geografii UJ, Kraków: 245-251.
- KACZKA R. J. 2009. Dynamics of large woody debris and wood dams in mountain Kamienica Stream, Polish Carpathians. In: KACZKA R., MALIK I., OW CZAREK P., GÄRTNER H., HELLE G., HEINRICH I. (Eds.). *TRACE - Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology*, Vol. 7: Proceedings of the DENDROSYMPOSIUM 2008, April 27th – 30th 2008, Zakopane, Poland. GFZ Potsdam, Scientific Technical Report STR 09/03, Potsdam: 171-175.
- KACZKA R. J. 2003. The coarse woody debris dams in mountain streams of central Europe, structure and distribution. *Studia Geomorphologica Carpatho-Balcanica* 37: 111-127.
- KAIL J., HERING D., MUHAR S., GERHARD M., PREIS S. 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *J. Appl. Ecol.* 44: 1145-1155.
- KAJTOCH Ł., MAZGAJ SZ., PASIERB K., KATA M. 2012. Występowanie żolny *Merops apiaster* w centralnej części województwa małopolskiego w latach 2008-2012, *Naturalia* 1: 87-95.
- KEMP P. S., O'HANLEY J. R. 2010. Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fish. Manag. Ecol.* 17: 297-322.
- KESMINAS V., STEPONĖNAS A., PLIŪRAITĖ V., VIRBICKAS T. 2013. Ecological impact of Eurasian beaver (*Castor fiber*) activity on fish communities in Lithuanian trout streams. *Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Ochrony Środowiska, Rocznik Ochrony Środowiska* 15: 59-80.
- KÖHLER R. 2006. Observations on impaired vitality of *Unio crassus* (*Bivalia: Najadae*) populations in conjunction with elevated nitrate concentration in running waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 34, 4: 346-348.
- KONDOLF G. M. 2011. Setting goals in river restoration: when and where can the river “heal itself”? In: SIMON A., BENNETT S. J., CASTRO J. M. (Eds.). *Stream restoration in dynamic fluvial systems*. American Geophysical Union, Washington, D. C., Dostęp 27.12.2017. [doi: 10.1029/2010GM001020].
- KOWALCZAK P., NIEZNAŃSKI P., STAŃKO R., MAGDALENO MAS F., BERNUEŚ SANZ M. 2009. Natura 2000 a gospodarka wodna. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. Dostęp 10.01.2018. [http://natura2000.gdos.gov.pl/files/artykuly/42660/Podrecznik_2.pdf].
- KUJAWA-PAWLACZYK J., PAWLACZYK P. 2014a. Torfowiska obszaru Natura 2000 „Uroczyska Puszczy Drawskiej. Zasoby – stan – ochrona. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebódzin.
- KUCHARSKI R. 2004. *Alcedo atthis* (L., 1758) – Zimorodek. In: GROMADZKI M. (Ed.). *Ptaki. Część II. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. Tom 8: 245-249.
- KUKUŁA K., BYŁAK A., KUKUŁA E., WOJTON A. 2008. Wpływ bobra europejskiego *Castor fiber* L. na faunę potoku górskiego. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 375-388.

- KZGW 2016. Plany Gospodarowania Wodami Dorzecza: Dniestru, Dunaju, Jarft, Łaby, Niemna, Odry, Pregoly, Świeżej, Ücker, Wisły. Dz. U. z 2016 r., poz. 1818, 1911, 1914, 1915, 1917, 1918, 1919, 1929, 1959, 1967.
- LEWIN I. 2014. Mollusc communities of lowland rivers and oxbow lakes in agricultural areas with anthropogenically elevated nutrient concentration. *Folia Malacologica* 22, 2: 87-159.
- LIFE 2017. LIFE projects database. Dostęp 02.01.2017. [<http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm>].
- LUCAS M., BARAS E. 2008. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- MACHAR I. 2008. Proposed target state for a floodplain forest ecosystem within an ecological network, with reference to the ecological requirements of an umbrella bird species: the common kingfisher. *J. Landscape Ecology* 1, 2: 80-98.
- MAČKA Z., KREJČI L. (Eds.). 2011. *Řiční dřevo ve vodních tocích ČE*. Masarykova univerzita, Brno. Dostęp 30.12.2017. [http://www.uprm.cz/data/docs/publikace/monografie_drevo.pdf].
- MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M. 2010. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część 1. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M., BARAN P. 2012a. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część 2. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M., BARAN P. 2012b. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część 3. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M., BONK M. 2015. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część 4. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- MALIK I. 2004. *Rola lasu nadrzecznego w kształtowaniu koryta rzeki meandrującej*. Wydawnictwo UŚ, Katowice.
- MICHALAK R., SADOWSKI J. 2013. Platform Informacyjno-Komunikacyjna jako narzędzie wspomagające tworzenie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000, wersja 2013.2, GDOŚ, Warszawa.
- MRÓZ W. 2010-2015. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 1-4. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- MRÓZ W. 2004. Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne. In: HERBICH J. (Ed.). *Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, Tom 3: 177-184.
- MRÓZ W., ŚWIERKOSZ K., KOZAK M. 2012. Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne. In: MRÓZ W. (Ed.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 3*. GIOŚ, Warszawa: 53-63.
- NAGAYAMA S., NAKAMURA F. 2010. Fish habitat rehabilitation using wood in the world. *Landscape Ecol. Eng.* 6: 289-305.
- NAWROCKA-GRZEŚKOWIAK U., GŁUCHOWSKI R. 2013. Skutki turystyki na terenach objętych ochroną na przykładzie Drawieńskiego Parku Narodowego. *Zarządzanie Ochroną Przyrody w Lasach* 7: 336-346.
- NAWROCKI P. (Ed.). 2016. *Przeplawki dla ryb – projektowanie, wymiary i monitoring*. Tłumaczenie i polska adaptacja publikacji Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau 1996 *Fischaufliegungsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle*, na podstawie tłumaczenia angielskiego FAO 2002 *Fish passes – design, dimensions and monitoring*. WWF Polska, Warszawa. Dostęp 27.12.2017. [https://www.wwf.pl/sites/default/files/2017-07/Przep%C5%82awki%20dla%20ryb%20-%20projektowanie%2C%20wymiary%20i%20monitoring_0.pdf].
- NIEZNAŃSKI P., WYŻGA B., OBRDLIK P. 2008. Korytarz swobodnej migracji rzeki – koncepcja i jej wdrażanie w czesko-polskim, granicznym odcinku Odry. In: WYŻGA B. (Ed.). *Stan środowiska rzek południowej Polski i możliwości jego poprawy – wybrane aspekty*. IOP PAN: 135-144.
- NOBIS A. 2015. Zalewane muliste brzozy rzek. In: MRÓZ W. (Ed.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 4*. GIOŚ, Warszawa: 141-152.
- Obwieszczenie Ministra Środowiska z dnia 30 października 2014 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będą-

- cych przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000. Dz. U. 2014, poz. 1713.
- OSTERKAMP W. R., HUPP C. R. 2010. Fluvial processes and vegetation — Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology* 116: 274-285.
- PAWLACZYK P. 1995. Ochrona procesów przyrodniczych generowanych przez rzeki jako podstawa ochrony przyrody w ich dolinach. *Przegl. Przyr.* 6, 3-4: 235-255.
- PAWLACZYK P. 2013. Standardowe cele (wodno)środowiskowe dla gatunków i siedlisk przyrodniczych Natura 2000. Manuskrypt. Klub Przyrodników, Świebodzin. Dostęp 10.01.2018. [http://www.kp.org.pl/pdf/Standardowe_cene_wodnosrodowiskowe_gat_siedl_N2000.xlsx].
- PAWLACZYK P. 2014. Czy ochrona naturalnych procesów w przekształconym krajobrazie ma sens? Doświadczenia z planowania i realizacji ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego. *Przegl. Przyr.* 25,4: 42-77.
- PAWLACZYK P. 2016. Doświadczenia stosowania art. 118-118b ustawy o ochronie przyrody. Klub Przyrodników. Świebodzin. Dostęp 27.12.2017. [http://www.kp.org.pl/pdf/stanowiska/wodne/2017-01-10_Doswiadczenia_KP_art%20118%20ver%2020170110.pdf].
- PAWLACZYK P. 2017. Martwe drewno jako element ekosystemu rzeczno. *Przegl. Przyr.* 28, 4 : 62-92.
- PERZANOWSKA J. 2012a. Pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków. In: MRÓZ W. (Ed.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 2.* GIOŚ, Warszawa: 170-180.
- PERZANOWSKA J. 2012b. Zarośla wrześni na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków. In: MRÓZ W. (Ed.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 2.* GIOŚ, Warszawa: 180-191.
- PERZANOWSKA J. 2012c. Zarośla wierzby siwej na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków. In: MRÓZ W. (Ed.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 2.* GIOŚ, Warszawa: 193-203.
- PERZANOWSKA J., MRÓZ W. 2004a. Pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków. In: HERBICH J. (Ed.). *Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny.* Ministerstwo Środowiska, Warszawa, Tom 2: 79-85.
- PERZANOWSKA J., MRÓZ W. 2004b. Zarośla wrześni na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków. In: HERBICH J. (Ed.). *Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny.* Ministerstwo Środowiska, Warszawa, Tom 2: 86-90.
- PERZANOWSKA J., MRÓZ W. 2004c. Zarośla wierzbowe na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków. In: HERBICH J. (Ed.). *Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny.* Ministerstwo Środowiska, Warszawa, Tom 2: 79-85.
- PICO L., BERTOLDI W., COMTI F. (Eds.). 2017. Dynamics and ecology of Wood in World Rivers. *Geomorphology* 279: 1-226.
- PIÉGAY H., DARBY S.E., MOSSELMAN E., SURIAN N. 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. *River Res. Appl.* 21: 773-789.
- POLAKOWSKI M., BRONISZEWSKA M., KRAJEWSKI Ł. 2016. Znaczenie Kotliny Biebrzańskiej dla kaczek Anatinae w okresie migracji wiosennej. *Ornis Polonica* 57: 83-107
- POPRACH K., MACHAR I. 2015. Distribution of common kingfisher (*Alcedo atthis*) in the Ramena Řeky Moravy national nature reserve (Czech republic) in relation to the coppice-with-standard forest management. *Acta Univ. Agriculturae and Silviculturae Mendelianae Brunensis* 63-53, 2: 447-455.
- PRUS P., POPEK Z., PAWLACZYK P. 2017. Dobre praktyki utrzymywania rzek. WWF Polska. Dostęp 27.12.2017. [http://www.kp.org.pl/pdf/2017-08-01_dobre_praktyki_utrzymania_rzek.pdf].
- PUCHALSKI W. 2004. Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników. In: HERBICH J. (Ed.). *Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny.* Ministerstwo Środowiska, Warszawa, Tom 2: 96-108.
- PUCHALSKI W. 2008. Poradnik utrzymania i ochrony siedliska przyrodniczego Natura 2000: Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (kod 3260). Manuskrypt. Ministerstwo Środowiska, Klub Przyrodników, Świebodzin.
- RADTKE G. 1994. Renaturyzacja rzeki Trzebiochy jako jeden z elementów ochrony troci z jeziora Wdzydze. *Komunikaty Rybackie IIR* 1:22-23.

- REFORM 2015. Guidance and tools for hydromorphological assessment and physical restoration of rivers and streams in Europe. Dostęp 05.01.2018. [<http://wiki.reformrivers.eu/>].
- River Restoration Centre 2013. The Manual of River Restoration Techniques. Dostęp 01.2018. [<http://www.therrc.co.uk/manual-river-restoration-techniques>].
- ROHDE S., HOSTMANN M., PETER A., EWALD K. C. 2006. Room for rivers: An integrative search strategy for floodplain restoration. *Landscape Urban Plan.* 78: 50-70.
- RONI PH., BEECHIE T., PESS G., HANSON K. 2015. Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 466-478.
- ŠINDLAR M., LOHINSKY J., ZAPLETAL J., MACHAR I. 2009. Wood debris in rivers – one of the key factors for management of the floodplain forest biotope of European importance. *J. Landscape Ecology* 2, 2: 56-72.
- SZOSZKIEWICZ K., GEBLER D. 2012. Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników. In: MRÓZ W. (Ed.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część 2.* GIOŚ, Warszawa: 204-217.
- SZOSZKIEWICZ K., ZGOŁA T., JUSIK SZ., HRYC-JUSIK B., DAWSON F. H., RAVEN P. 2010. Hydromorfologiczna ocena wód płynących. Podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey w warunkach Polski. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań – Warrington.
- SZPIKOWSKI J., PIOTROWICZ R., SZPIKOWSKA G. 2016. Raport z zadania „Monitoring hydrodynamiki fluwialnej dolin rzecznych oraz warunków siedliskowych dla rozwoju roślinności wodnej ze związku *Ranunculus fluitantis* z jej aktualnym stanem”. Manuskrypt dla RDOŚ w Szczecinie, w ramach projektu LIFE13 NAT/PL/0009 LIFE Drawa PL: 329. Dostęp 12.12.2017. [<http://drawalifeplus.rdos.szczecin.pl/index.php/pl/raporty-z-realizacji/>].
- WIŚNIEWOLSKI W. 2002 Czynniki sprzyjające i szkodliwe dla rozwoju i utrzymania populacji ryb w wodach płynących. *Supplementa ad Acta Hydrobiologica* 3: 1-28.
- WIŚNIEWOLSKI W., AUGUSTYN L., BARTEL R., DEPOWSKI R., DEMBOWSKI P., KLICH M., KOLMAN R., WITKOWSKI A. 2004. Restytucja ryb wędrownych a drożność polskich rzek. WWF Polska, Warszawa.
- WIŚNIEWOLSKI W., ENGEL J. (Eds.). 2006. Restoring migratory fish and connectivity of rivers in Poland. Wydawnictwo IRS, Olsztyn.
- WYŻGA B. 2007. Gruby rumosz drzewny: depozycja w rzece górskiej, postrzeganie i wykorzystanie do rewitalizacji cieków górskich. IOP PAN, Kraków.
- WYŻGA B. 2013 (Ed.). Stan środowiska rzek południowej Polski znaczenie środowiskowe, degradacja i możliwości rewitalizacji rzek wielonurtowych. IOP PAN, Kraków.
- WYŻGA B., KACZKA R.J., ZAWIEJSKA J. 2003. Gruby rumosz drzewny w ciekach górskich - formy występowania, warunki depozycji i znaczenie środowiskowe. *Folia Geographica ser. Geographica-Physica*, 33-34: 117-138.
- ZAJĄC K. 2010. Skójką gruboskorupowa *Unio crassus*. In: MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M. (Ed.). *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część 1.* GIOŚ, Warszawa: 157-179.
- ZAWADZKA D., CIACH M., FIGARSKI T., KAJTOCH Ł., REJT Ł. 2013. Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- ZETTLER M. L., JUEG U. 2007. The situation of the freshwater mussel *Unio crassus* (Philipsson 1788) in north-east Germany and its monitoring in terms of the EC Habitats Directive. *Mollusca* 25: 165-174.

Summary

The Natura 2000 network designated in Poland largely overlaps with the river system – as much as 74% of Polish areas contain a natural water course. At the same time, the status of river environment is not favourable, also in Natura 2000 sites. Therefore, numerous problems of Polish Natura 2000 sites conservation and functioning focuses on riverine areas and the issues relating to the protection of river ecosystems and species depending on rivers.

Interpretation of several protected habitat types accepted in Poland is not always equivocal and consistent with the Habitats Directive. Habitat types: 3220, 3230 and 3240, listed in Annex I as alpine rivers and their vegetation, are sometimes interpreted in Poland as gravel banks and patches of covering vegetation alone. Similarly, the habitat 3270 – rivers with muddy banks, is sometimes narrowed only to vegetation on muddy banks. It is not clear whether identification of the habitat 3260 (water courses with the *Ranunculus fluitantis* and *Callitriche-Batrachion* vegetation) should be based on the patches of adequate vegetation or on ecological features of entire river, in which there can be shaded stretches where vegetation is scarce. Interpretation of several habitat types associated with rivers (6430, 6440, 91E0) is also ambivalent. The extent of such ambiguities in river and river-associated habitat types is greater than in other groups of habitats. In this case it is clear that the applicability of a narrow, phytosociological approach is limited.

Effective planning and implementation of conservation measures for river-associated habitats and species requires understanding and accepting the key ecological factors, including:

- River channel fluvial dynamics, with lateral migration, bank erosion (undercut banks important e.g. for *Alcedo atthis*, *Riparia riparia*), deposition of gravel (habitats: 3220, 3230, 3240), sand (bars crucial for numerous bird species) and silt (habitat 3270), as well as the presence and diversity of channel microhabitats (important for the habitat 3260, fish, dragonflies and mussels);
- Streamflow variability and periodic overbank flooding – critical for habitats: 91E0, 3220, 3230, 3240, 3270, 6440 and numerous bird species using flood pools;
- River ecological connectivity – important basically for all the fish species protected in Natura 2000 sites, but also for several habitats (due to sediment transport continuity);
- Riparian trees (habitat 91E0, habitat for numerous species and a vital structure for the functioning of an entire river ecosystem);
- Riparian zones (habitat 6430 and an important buffer protecting river from excessive supply of nutrients and sediments);
- Water quality (some of the Natura 2000 sites interest features, e.g. *Unio crassus*, can have very specific requirements);
- Low pressure from river recreation (in some instances it can have a negative impact on birds, fish and vegetation).

The impact of the Eurasian Beaver *Castor fiber* on the other interest features of Natura 2000 sites is equivocal; however, the benefits from habitat modification at large spatial scale may surpass the local ecological losses.

It is absolutely clear that conservation of riverine interest features of Natura 2000 sites needs to take into account the dynamic aspect – a river can be protected only as a dynamic and variable system. Oxbows, gravel bars, muddy banks, mats of water-crowfoots and microhabitats of water organisms should not be considered stable, unlike the processes which determine their formation. The impacts on riverine interest features of Natura 2000 sites are often of ‘probabilistic’ character – there is no instant and direct influence, but rather a change in probability of events which are important for protected habitats and species. The sources of problems and threats are often very distant from the affected feature, thus the adequate conservation measures must be applied far from the habitats and species sites, sometimes even outside of the protected area (e.g. activities in catchment area, management of inflowing water and sediment, recreating access to the site). Numerous riverine geoecosystems have significant self-regenerating ability – natural processes, if undisturbed, lead to their rehabilitation. However, the fact that river reshapes and modifies its banks and channel, should be accepted. A considerable number, or even the majority of measures undertaken for effective conservation of riverine Natura 2000 sites, involve abandoning or limiting activities connected with rivers. The limitations concern the controlled activities, which are under administrative procedures and permits, such as investment projects and special water use, as well as activities which do not require separate permits, such as maintenance works and general water use.

Polish mechanisms of Natura 2000 management planning, *i.e.* preparing and establishing plans of conservation measures, are not properly adapted to such specificity and ineffective. The hope for better protection of riverine Natura 2000 sites can be laid in the growing ecological awareness among river managers and hydrotechnical engineers. It can be seen in several completed and ongoing projects aimed at conservation of natural river habitats and species, financed by the EU budget. The mechanisms of the Water Framework Directive, which require identification and achievement of environmental objectives for protected areas, will perhaps enforce better conservation of rivers in Natura 2000 sites.

Adres autora:

Pawe Pawlaczyk
Klub Przyrodników, ul. 1 Maja 22, 66-200 Świebodzin
e-mail: pawpawla@wp.pl