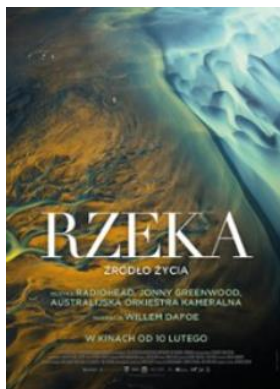


Autor: Prof. dr hab. Tomasz Mikołajczyk
Pracownia Ekspertyz i Badań Ichtiologicznych PEBI
30-133 Kraków, ul J. Lea 236/9
tomasz.mikolajczyk@salmonidae.org

Wpływ zaburzeń reżimu hydrologicznego rzek powodowanych pracą elektrowni wodnych (hydropeaking) na ekosystemy rzeczne, ze szczególnym uwzględnieniem ichtiofauny.

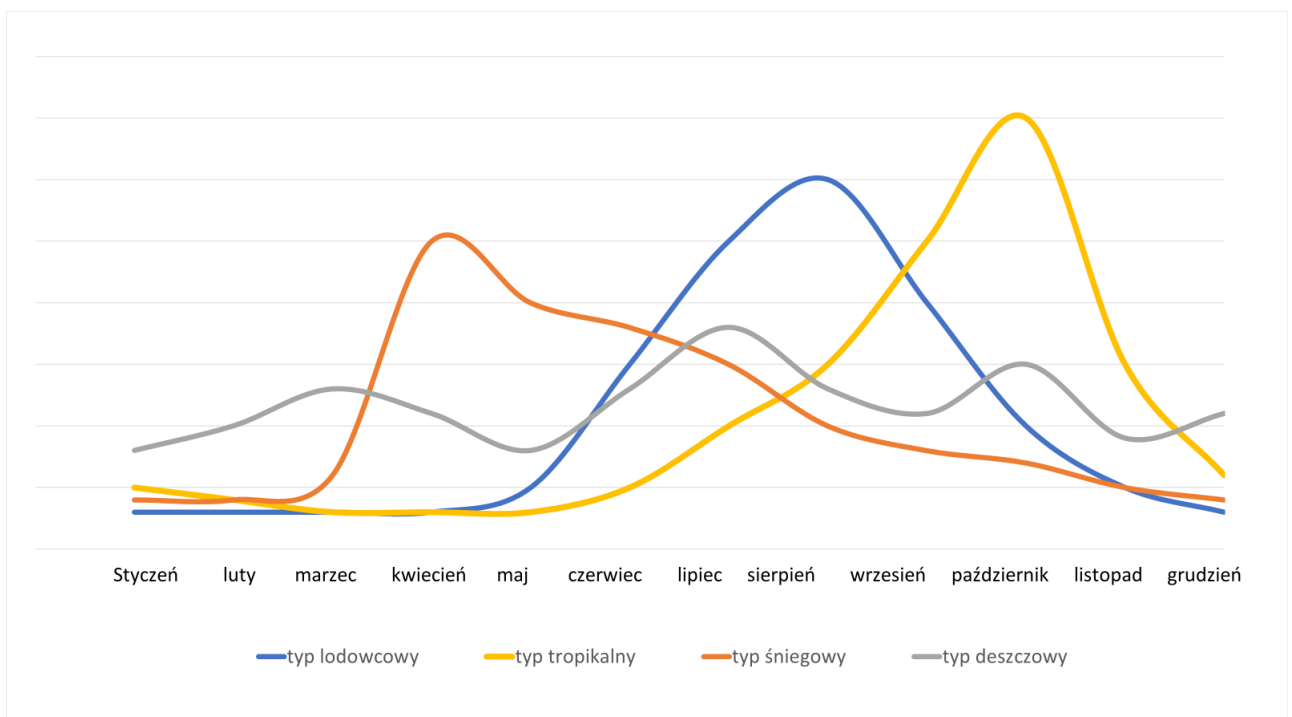
1. Wprowadzenie

Niniejsze opracowanie stanowi przegląd światowej literatury naukowej dotyczącej zagrożeń dla ekosystemów rzek (ze szczególnym uwzględnieniem ryb) powodowanych przez funkcjonowanie elektrowni wodnych, związanych z generowanymi przez nie gwałtownymi, sztucznymi zmianami poziomu wody i wielkości przepływu w korytach rzecznych. Zjawisko to znane jest pod potoczną nazwą hydropeaking. Ze względu na klarowność przekazu pominięte zostały inne, dość powszechnie znane, negatywne aspekty funkcjonowania zapór wodnych, które zostały opisane we wcześniejszych artykułach naukowych (Mikołajczyk i Nawrocki 2018, Mikołajczyk i Nawrocki 2019a, 2019b) i podręcznikach (Schmutz i Sendzimir 2018, Schmidt, 2022). Dla czytelników, którzy pierwszy raz mają do czynienia z tematem funkcjonowania ekosystemów rzecznych i z destrukcyjnym wpływem działalności człowieka na środowisko wodne polecam pełnometrażowy film popularno-naukowy pt. „Rzeka; źródło życia” produkcji australijskiej <https://www.filmweb.pl/film/Rzeka-2021-10012646> dostępny na VOD. W mojej opinii, film ten może stanowić znakomity „background” do zrozumienia omawianego problemu.



2. Geneza problemu

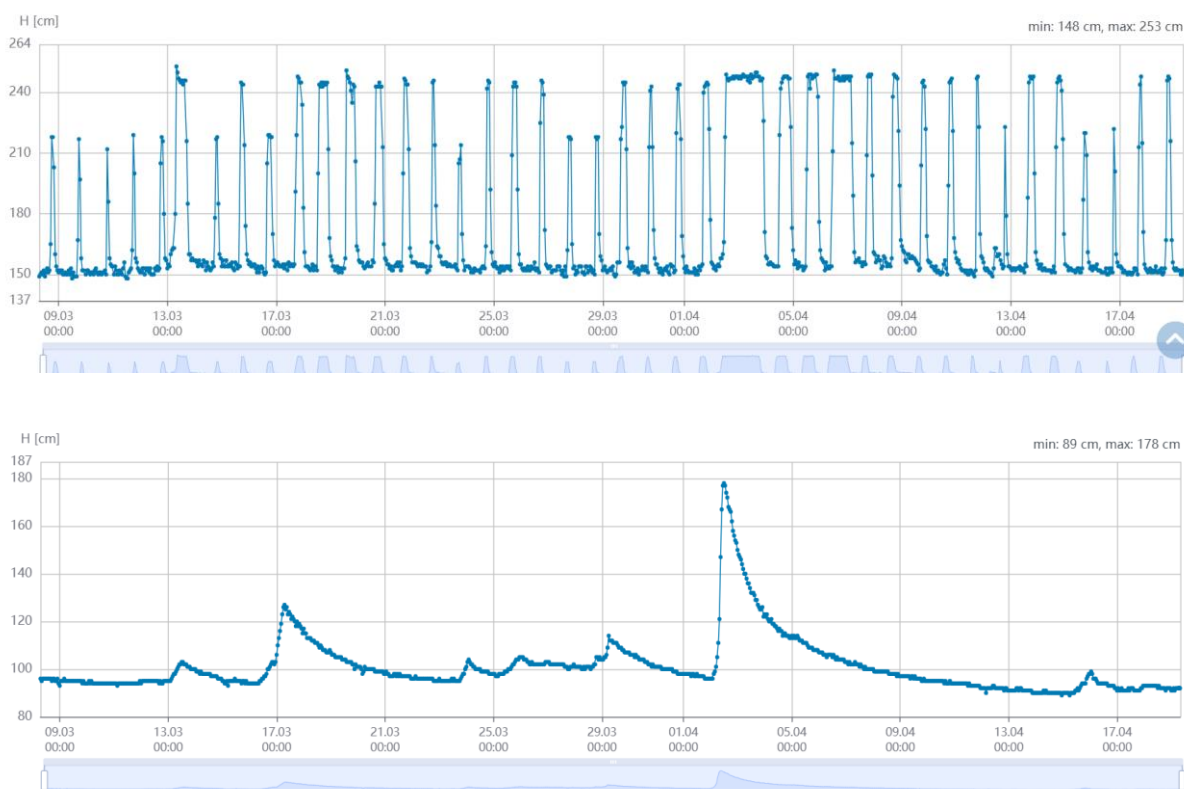
Każda rzeka ma swój charakterystyczny długofalowy przepływ wody nazywanym reżimem hydrologicznym. Reżim ten jest fundamentalnym procesem determinującym wielkość, kształt, skład, strukturę i dynamikę całego ekosystemu rzeczno. Reżim hydrologiczny determinowany jest przez dwa główne czynniki. Pierwszy z nich to czynnik **meteorologiczny**, związany głównie z ilością i charakterystyką opadów atmosferycznych (deszcz, śnieg, intensywność, sezonowość) oraz temperaturą otoczenia i gleby. Drugim równie ważnym jest czynnik **geofizyczny**, na który składają się: wielkość dorzecza, wysokość n.p.m., nachylenie terenu, rodzaj gleby i górotworu, szata roślinna czy obecność zbiorników wodnych. Na bazie tych dwóch czynników nastąpił generalny podział rzek na świecie na 4 podstawowe typy: lodowcowy, śniegowy, deszczowy i tropikalny, które zdecydowanie różnią się między sobą charakterystycznym, rocznym profilem przepływu (Zeiringer i wsp. 2018). Rycina 1 przedstawia charakterystyczne profile rocznych wahań poziomu wody w rzekach należących do podstawowych 4 typów.



Ryc. 1. Charakterystyczne reżimy hydrologiczne dla 4 głównych typów rzek (na podstawie Riverine Ecosystem Management. Schutz & Sendzimir Eds.)

Przedstawione powyżej dwa naturalne czynniki determinujące funkcjonowanie rzek (meteorologiczny i geofizyczny) należy, niestety, poszerzyć o kolejny, który zaistniał w szerokiej skali w ostatnich 200 latach (początki industrializacji związanej z wykorzystaniem

paliw kopalnych). **To czynnik antropogeny**, powodowany rosnącym wykorzystaniem rzek w życiu i działalności człowieka, związany głównie z produkcją energii, zaopatrzeniem w wodę i transportem towarów. Gwałtowna eskalacja potrzeb człowieka i związanej z tym negatywnej antropopresji na rzeki miała miejsce zwłaszcza w drugiej połowie XX wieku i trwa nadal z rosnącą intensywnością (Nilsson i wsp. 2005). Wystarczy powiedzieć, że w chwili obecnej ponad 77% dużych rzek w USA i Rosji jest pofragmentowanych zaporami wodnymi (Dynesius i Nilsson 1994, Zarfl i wsp. 2014). W Unii Europejskiej wskaźnik ten sięga 65% , a w Azji 50%. Obecnie na świecie funkcjonuje 45,000 dużych zapór i 800,000 średniej wielkości przegród poprzecznych (McCully 1996). Ogólna liczba wszystkich zapór, tam, jazów i progów na świecie została oszacowana na 2,8 miliona (Grill i wsp. 2019), a w planach jest budowa kolejnych 3700 dużych zapór (World Commission of Dams 2000, Zarfl i wsp. 2014). To wszystko sprawia, że naturalnie płynące rzeki stają się na świecie rzadkością (Grill i wsp. 2019), i że **czynnik antropogeny staje się czynnikiem dominującym** w kształtowaniu ekosystemów rzecznych. Rodzimy przykład charakterystycznego „antropogenicznego reżimu hydrologicznego” rzeki Soły (kiedyś typ śniegowy) przedstawiono na ryc. 2.



Ryc. 2. Profil przepływu rzeki Soły zarejestrowany na wodowskazy IMGW Czaniec- Kobiernice (górny panel) wygenerowany przez elektrownię wodną na zaporze w Czańcu w okresie 6 tygodni (marzec – kwiecień 2024). Widoczne codzienne, gwałtowne, wysokie (ponad 1m, 60 m³/s) wahania poziomu wody. Dolny panel prezentuje naturalny profil przepływu Soły powyżej kaskady zbiorników (wodowskaz IMGW Cięcina). Źródło: <https://hydro.imgw.pl>

Problem hydropeakingu omawiany w niniejszym opracowaniu (przedstawiony na ryc. 2) związany jest z podstawową cechą charakterystyczną dla elektrowni wodnych – okresowością ich pracy. Elektrownia wodna zlokalizowana na zaporze wodnej na rzece (poza nielicznymi przykładami elektrowni przepływowych) może pracować pełną mocą tylko przez bardzo krótki okres doby, ze względu na pojemność zbiornika zaporowego i ilość dostępnej wody. Dla przykładu, największa zapora i elektrownia wodna w Polsce – Solina na rzece San uzyskuje pełną moc (200 MW) przy przepływie ok. 400 m³/s, a średni roczny przepływ Sanu w przekroju zapory to zaledwie 19,4 m³/s, co daje ok. 5% mocy zainstalowanej. Oznacza to, że może pracować zaledwie 3 – 5 godzin dziennie.

Zagadnieniem wpływu hydropeakingu na ekosystemy rzeczne zaczęto zajmować się już w latach 80. i 90. ubiegłego wieku (Hvidsten 1985, Hunter 1992), ale najwięcej danych i publikacji pochodzi z ostatnich 20 lat. Prym w tej dziedzinie wiodą dwa państwa europejskie – Austria i Norwegia, które z racji swojego górzystego charakteru posiadają najwięcej zapór, zbiorników i elektrowni wodnych przez co najwcześniej dostrzegły ten problem i najbardziej odczuwają jego skutki (Schmutz i wsp. 2015, Ashraf i wsp. 2018). W ostatnich latach pojawiło się także dużo opracowań z badań prowadzonych na terenie Brazylii (Almeida i wsp. 2020), Chin (Yang i wsp. 2020), czy Kanady, gdzie hydroenergetyczny boom trwa na gigantyczną skalę (Nilssen i wsp. 2005, Grill i wsp. 2019). W Polsce, do chwili obecnej problem hydropeakingu był praktycznie niezauważany, mimo że na naszych rzekach, zwłaszcza w pasie południowym (Karpaty i Sudety) znajduje się, co najmniej kilkanaście dużych zapór wodnych wyposażonych w hydroelektrownie, które generują identyczne problemy jak w innych krajach. Na to groźne zjawisko zwracali do tej pory uwagę głównie wędkarze znad Dunajca, Soły czy Sanu, którzy doświadczyli niebezpiecznych dla życia sytuacji podczas wędkowania (m. in. doświadczenia własne) lub obserwowali skutki hydropeakingu w postaci znalezionych na brzegu martwych ryb. W ostatnich latach, w związku ze wzrastającą świadomością ekologiczną oraz zwiększającym się poczuciem sprawczości działań organizacji wędkarskich, ekologicznych czy turystycznych, nastąpiło nagłośnienie problemu (głównie dzięki mediom społecznościowym), co wymusiło dostrzeżenie go przez władze. Niniejszy artykuł wychodzi naprzeciw zapotrzebowaniu na rzetelną wiedzę na temat hydropeakingu, jego szkodliwości i sposobów na łagodzenie jego negatywnych skutków.

3. Problem

Zmiany wielkości przepływu (poziomu wody) w rzekach, w warunkach naturalnych zachodzą najczęściej stopniowo i stosunkowo wolno (im większa rzeka tym przepływ bardziej stabilny). Są ściśle powiązane z ilością opadów atmosferycznych, zapasami wody w gruncie lub lodowcach. Nawet jeśli okazjonalnie obserwuje się wyjątkowo szybkie wezbrania w wyniku katastrofalnych opadów to i tak profil takiego naturalnego wezbrania jest zdecydowanie różny (bardziej łagodny, liczony w godzinach) od sztucznego wezbrania, spowodowanego otwarciem zaworów czy przepustów elektrowni wodnej (liczone w minutach). Nawet gwałtowne, czy bardzo duże wezbranie z przyczyn naturalnych, charakteryzuje się również późniejszym powolnym spadkiem poziomu wody, liczonym w dniach lub tygodniach. Podczas gdy zamknięcie przepustów elektrowni wodnej znowu liczone jest w minutach (ryc. 2). Gwałtowne (całkowicie różne od naturalnych, chaotyczne i częste, uzależnione jedynie od chwilowego zapotrzebowania lub aktualnej ceny energii na wolnym rynku) wahania poziomu wody w rzekach poniżej hydroelektrowni wywierają olbrzymi, negatywny wpływ na wszystkie organizmy wodne na poziomie osobniczym, populacyjnym (gatunkowym) i ogólnym, takim jak zespoły ryb (Cushman 1985, Hayes i wsp. 2022a, Schmutz i wsp. 205, Smokorowski 2022, Young i wsp. 2011). Problem pogłębia dodatkowo fakt, że niektóre elektrownie celowo obniżają przepływ wody w rzece pomiędzy pulsami (okres pracy elektrowni) po to aby mieć możliwość zgromadzenia większej ilości wody. I tu, jak zaznaczono w tytule – mamy problem. Problem dotyczy wszystkich organizmów wodnych od planktonu począwszy, przez bezkręgowce wodne, na rybach, ptakach i roślinach wodnych kończąc.

4. Anatomia problemu - wpływ hydropeakingu na ryby i inne elementy ekosystemu rzecznoego

Negatywny, szkodliwy, destrukcyjny, letalny - wszystkie te określenia są adekwatne w opisie wpływu hydropeakingu na ekosystemy rzeczne. Wyniki kilku dekad badań pozwoliły szczegółowo zgłębić zagadnienie i podzielić oddziaływania hydropeakingu na organizmy żywe (głównie ryby) na dwie podstawowe grupy. Pierwsza to oddziaływania szybkie i letalne, które powodują bezpośrednią eksterminację części populacji ryb, czy też innych zwierząt wodnych. W tej grupie oddziaływań najważniejszą rolę odgrywa zatrzymanie i śmierć ryb na mieliznach (stranding) po gwałtownym zatrzymaniu przepływu wody. Druga grupa to działania subletalne (długofalowe), czyli takie, które oddziałują szkodliwie na ryby, ale także na inne elementy biocenozy lub biotopu, co w efekcie końcowym powoduje eksterminację ryb w wyniku

zaburzenia reakcji behawioralnych, fizjologicznych lub wzajemnych relacji w łańcuchu troficznym czy też w mozaice siedlisk (Scruton i wsp. 2008).

4.1. Oddziaływanie letalne – śmierć ryb na mieliznach (stranding)

Oddziaływanie hydropeakingu na rzeki, które wiąże się bezpośrednio ze śmiercią ryb, to szybki spadek poziomu wody w rzece (po przerwaniu pracy turbin), na tyle gwałtowny, że nie pozwala na powrót ryb ze strefy brzegowej do nurtu rzeki. W wyniku takich działań ryby zostają uwięzione na płycznach, pomiędzy kamieniami lub w roślinności wodnej. Zjawisko to w literaturze naukowej określane jest nazwą „stranding” co można przetłumaczyć jako osiadanie lub ugrzęźnięcie na mieliznie i w rezultacie odseparowanie ryb od płynącej wody (Hunter 1992). Dogłębny opis problemu znajdziemy w obszernych pracach przeglądowych (Young i wsp. 2011, Nadgorski i wsp. 2012, Greimel i wsp. 2018). Chociaż grzęźnięcie na mieliznie może dotyczyć jednorazowo jedynie niewielkiego odsetka ryb z populacji, to powtarzające się, związane z pracą elektrowni wodnych przepływy pulsacyjne mogą powodować skumulowaną śmiertelność, znaczące zmniejszenie liczebności populacji, a w skrajnych przypadkach zagładę ryb. Dla przykładu, Bauersfeld (1978) oszacował straty w narybku łososi pacyficznych na poziomie 1,5% przy każdym pulsie elektrowni Mayfield Dam, co w rezultacie końcowym dało ogólną utratę aż 59% narybku w ciągu jednego sezonu rozrodczego. Spośród wielu negatywnych efektów hydropeakingu to właśnie stranding jest najbardziej „spektakularny”, w najgorszym tego słowa znaczeniu (Young i wsp. 2011). Setki czy tysiące martwych ryb gnijących na brzegach rzek, są widocznym gołym okiem dowodem na destrukcyjną działalność elektrowni wodnych. Problem umierania ryb na brzegach rzek dotyczy wszystkich stadiów rozwojowych: od złożonej ikry poprzez larwy i narybek, na osobnikach dorosłych kończąc. O ile śmierć dorosłych osobników jest łatwa do zaobserwowania (patrz zdjęcie nr 1, 2 i 3) o tyle śmierć stadiów larwalnych, narybkowych czy złożonej ikry często przechodzi niezauważona, mimo że rozmiar start w populacji poszczególnych gatunków jest ogromny. Strata części ryb dorosłych nie jest bowiem tak dotkliwa dla populacji jak strata całego pokolenia (rocznika) w przypadku śmierci milionów larw zaraz po odbytych tarle, na wielokilometrowym odcinku rzeki. Najwięcej doniesień naukowych opisujących śmierć ryb w wyniku ugrzęźnięcia w strefie przybrzeżnej dotyczy ryb łososiowatych poniżej zapór na górskich rzekach w Austrii, Norwegii, Kanadzie czy Szwajcarii (Nadgorski i wsp. 2012, Schmutz i wsp. 2015, Casas-Mulet i wsp. 2015, Casas-Mulet i wsp. 2016, Głowa i wsp. 2022).



Fot. 1. Stado martwych ryb wielu gatunków stwierdzone na brzegu Wisły po gwałtownym zatrzymaniu wody przez Elektrownię Wodną Łączany. Fot. R. Waradzyn.



Fot. 2. Martwe ryby uwięzione w roślinności brzegowej po gwałtownym spadku poziomu wody poniżej Elektrowni Wodnej w Łączanach na Wiśle. Fot. R. Waradzyn.



Fot. 3. Martwe osobniki dorosłe gatunków prawnie chronionych (koza bałtycka po lewej i różanka po prawej) znalezione na brzegu Wisły w okolicach Krakowa po gwałtownym spadku poziomu wody poniżej Elektrowni Wodnej na stopniu Przewóz na Wiśle. Fot. R. Waradzyn.

Autorzy są zgodni, że w przypadku łososia czy pstrąga potokowego stadium rozwojowe, które jest najbardziej odporne na gwałtowne wahania wody w korycie rzeki to złożona w gniazdach ikra, pod warunkiem, że wraz z obniżeniem lub brakiem wody nie nastąpi drastyczna zmiana temperatury otoczenia (mróz w zimie) lub gniazda nie zostaną narażone na łatwy dostęp drapieżników (Casas-Mulet i wsp. 2015, Young i wsp. 2011). Obserwacje w warunkach naturalnych jak i w warunkach eksperymentalnych wykazały, że ikra łososiowatych jest zdolna przetrwać w dobrym stanie, w gnieździe kilka godzin nawet po całkowitym zatrzymaniu wody. Skądinąd fenomen znany jest wszystkim hodowcom łososiowatych eksportujących bądź importujących ikrę ryb hodowlanych, która podróżuje po całym kontynencie „na sucho” w styroboxach.

Zupełnie inaczej sytuacja przedstawia się w przypadku wylęgu żerującego i narybku. Udowodniono, że te stadia rozwojowe łososiowatych są najbardziej wrażliwe na wahania poziomu wody (zwłaszcza gwałtowne spadki), ze względu na stosunkowo małą ruchliwość i niewielkie zdolności pływackie (Hvidsten 1985, Bradford 1997, Scruton i wsp. 2008, Saltveit i wsp. 2020). Najważniejszą rolę odgrywa tutaj biotop jaki zajmują. Larwy i narybek zajmują bowiem zawsze siedliska brzegowe, płytkie, oddalone od nurtu, a więc takie, które są najbardziej narażone na zmiany poziomu wody (Boavida i wsp. 2013). Dlatego każde, nawet niewielkie obniżenie poziomu wody jest zabójcze dla ryb bytujących w takich rejonach rzeki. Badania Saltveit i wsp. (2020) prowadzone na średniej wielkości rzece w Norwegii (Storåne)

wykazały, że największe straty w młodocianych stadiach łososi i pstrąga odnotowano na odcinkach rzeki usytuowanych najbliżej zapór, gdzie śmiertelność dochodziła do 100%. W miarę oddalania się od elektrowni zagęszczenie narybku stopniowo wzrastało. Autorzy konkludują, że stopniowe zmniejszanie śmiertelności narybku w miarę oddalania się od zapory związane jest z naturalnym, postępującym spłaszczaniem się fali wezbraniowej, przez co ryby mają nieco więcej czasu aby uciec przed zagrożeniem. Zaobserwowano też, że im bardziej zróżnicowany był substrat denny (głazy, duże kamienie etc.) tym straty w rybach były większe. Paradoksalnie, rzeki płynące naturalnym korytem, a więc bogatym w różnorodne siedliska, takie jak odnogi, starorzecza, pływiny, zatoki, łachy o zróżnicowanym dnie, są o wiele bardziej narażone na eksterminację ryb właśnie ze względu na dużą powierzchnię siedlisk o płytkiej wodzie, które w **przypadku gwałtownego spadku** poziomu wody stają się śmiertelną pułapką dla ryb. O wiele lepiej gwałtowne obniżenie poziomu wody znoszą ryby w rzekach uregulowanych (pozbawionych płytkiej strefy brzegowej) oraz w rzekach o dużym nachyleniu brzegów. Zgoła z odwrotną sytuacją mamy do czynienia w przypadku gwałtownego **wzrostu przepływu w rzece**. Ryby w ciekach naturalnie płynących zdecydowanie lepiej radzą sobie w tej sytuacji od ryb w wąskiej uregulowanej rzece (Vanzo i wsp. 2015). Ważna jest też pora roku i temperatura wody (Steele i Smokorowski 2000) oraz pora dnia (Führer i wsp. 2024, Saltveit 2020). Jeżeli wahania wody występują w nocy, a zamieszkujące rzekę ryby wykazują aktywność dzienną, to straty w liczebności będą wyższe. W przypadku łososiowatych sytuacja jest odwrotna. Aktywne w nocy łososiowate lepiej znoszą hydropeaking w nocy niż za dnia. W niskiej temperaturze (późna jesień i zima) żerujący wylęg i narybek nie mają żadnych szans ucieczki ze względu na obniżony metabolizm w sytuacji gdy potrzebny jest olbrzymi wydatek energetyczny. W przypadku częstych zmian poziomu wody w okresie letnim udowodniono, że narybek który przeżył takie manipulacje był w znacznie gorszej kondycji jesienią i nie zgromadził wystarczająco dużo energii na okres zimowy (Scruton i wsp. 2008).

Dorośle osobniki łososiowatych zdecydowanie lepiej radzą sobie ze zmianami poziomu wody w rzece, ze względu na duże zdolności pływackie oraz rodzaj zajmowanego siedliska, którym jest główny nurt rzeki (łososie i trocie, duże pstrągi) lub toń wodna (lipienie). Śmiertelność bezpośrednia z powodu ugrzęźnięcia dużych ryb może sięgać kilku procent populacji. Nie oznacza to jednak że hydropeaking nie wywiera na nie destrukcyjnego wpływu (patrz akapity poniżej). Najnowsze badania austriackie (Hayes i wsp. 2021) przeprowadzone na ogromną skalę (30 rzek) wykazały, że biomasa (w przeliczeniu na powierzchnię dna) lipienia europejskiego w rzekach narażonych na hydropeaking jest średnio **8 razy (!)** niższa niż w rzekach naturalnie płynących, oraz że hydropeaking jest zdecydowanie najbardziej

destrukcyjnym spośród wszystkich innych czynników antropogennych (progi, zapory, zanieczyszczenia, regulacje etc.). W niektórych rzekach, niegdyś lipieniowych, stwierdzono zanik tego gatunku. Te najnowsze doniesienia są wyjątkowo zbieżne ze starszymi obserwacjami (Moog 1993), gdzie na rzece Drau narażonej na hydropeaking stwierdzono spadek liczebności wszystkich ryb o 65%, w tym łososiowatych o 85% (w tym lipienia o 57%) w stosunku do odcinka referencyjnego. Autorzy twierdzą, podobnie jak wielu innych (Salteveit i wsp. 2020, Young i wsp. 2011), że jedna z głównych przyczyną bezpośredniej śmiertelności jest zbyt szybkie tempo opadania wody po zamknięciu turbin. Na drugim miejscu wskazują zbyt dużą częstotliwość pulsów i zmiany substratu dennego w wyniku erozji. Ten ostatni efekt wg Jungwirtha i wsp. (1990) był decydujący dla utraty 92% populacji głowacicy (*Hucho hucho*) w kilku dopływach Dunaju.

W odniesieniu do innych niż łososiowate gatunków ryb literatura jest stosunkowo uboga, ale generalnie ustalenia poczynione podczas badań na rzecznych karpio-watych reofilnych nie odbiegają od tych stwierdzonych u łososiowatych (Boavida i wsp. 2013, Judes i wsp. 2021, Führer i wsp. 2023, Bartoń i wsp. 2022). I tak, w kwestii złożonej na piasku, żwirze lub roślinności wodnej ikry to, w odróżnieniu od łososiowatych obserwujemy często 100% śmiertelność w przypadku zmian poziomu wody (Bartoń 2021). Dla narybku, którego naturalnym siedliskiem są płytkie, urozmaicone strefy przybrzeżne bogate w schronienia i pokarm, gwałtowne obniżenie poziomu wody może doprowadzić do całkowitej eksterminacji gatunków, zwłaszcza jeśli proceder trwa od kilku lat (Hayes i wsp. 2019, Hayes i wsp. 2022b, Harby i Noack 2013). Należy bowiem pamiętać, że dramatyczny efekt końcowy jakim jest zagłada gatunku zależy nie tylko od siły pojedynczego bodźca, ale od czasu (miesiące i lata) na jaki był narażony. Badania prowadzone na dorosłych osobnikach brzan, świnek czy boleni (Baladron i wsp. 2021, Boavida i wsp. 2015, Bartoń i wsp. 2022) wykazały, że duże ryby tych gatunków stosunkowo dobrze znoszą gwałtowne zmiany w poziomie wody, jednak najnowsze prace Führera i wsp. (2022 i 2024) wskazują na bardzo wysoką śmiertelność narybku brzany i świnki w następstwie hydropeakingu. Autorzy wykazali ścisłą zależność między wielkością strat, a szybkością zmian w poziomie wody oraz stwierdzili zdecydowanie wyższe straty podczas wahań wody w nocy niż w dzień co ma, jak wcześniej już zaznaczono, związek z cyklem aktywności życiowej tych gatunków ryb.

Podsumowując, o śmierci ryb na mieliznach w wyniku hydropeakingu (stranding) decydują różne czynniki biotyczne i abiotyczne, w tym przede wszystkim: szybkość opadania poziomu wody w rzece, morfologia brzegu rzeki, a zwłaszcza nachylenie skarpy brzegowej oraz rodzaj substratu dennego (Auer i wsp. 2017; Bauersfeld, 1978; Führer i wsp., 2022; Hayes i wsp.

2023). Kolejnymi czynnikami są: temperatura wody (Auer i wsp. 2023; Zolezzi i wsp. 2011), wielkość i wiek ryb, pora roku (np. lato/zima) i pora doby (Aueri i wsp., 2017; Führer i wsp. 2022; Saltveit i wsp. 2001). Wszystko to wpływa na zachowanie ryb w rzece narażonej na działanie hydroelektrowni, a w efekcie na stopień ich przeżywalności. Na zakończenie z pewną dozą sarkazmu można pokusić się o zasymulowanie możliwie najgorszych warunków do przeżycia ryb poniżej hydroelektrowni. Z prawdopodobieństwem graniczącym z pewnością można przewidzieć, że aby szybko i skutecznie pozbyć się wszystkich ryb z rzeki wahania poziomu wody powinny być gwałtowne, częste i prowadzone głównie w nocy oraz przy niskiej temperaturze wody. Rzeka poniżej elektrowni powinna płynąć naturalnym, urozmaiconym korytem bogatym w różne elementy hydromorfologiczne. Działanie hydroelektrowni powinno być zsynchronizowane z porą tarła i wylęgu większości gatunków ryb. Jeśli wdrożymy taki scenariusz to efekt w postaci całkowicie martwych rzek uzyskamy szybko i skutecznie. Nie chcę być złym prorokiem, ale mam nieodparte wrażenie, że profil przepływu rzeki Soły, począwszy od hydroelektrowni na zaporze w Czańcu (ryc. 2) aż do ujścia do Wisły idealnie spełnia wymienione wyżej warunki.

Na marginesie, sugeruję podjęcie natychmiastowych badań monitoringowych rzeki Soły na odcinku od Żywca do ujścia do Wisły w celu poznania aktualnego stanu ichtiofauny tego tak dotkliwie doświadczanego przez hydropeaking odcinka rzeki.

4.2. Subletalne, długofalowe efekty hydropeakingu

Śmierć ryb w wyniku uwięzienia na brzegach i mieliznach w rezultacie gwałtownego spadku poziomu wody to najbardziej widoczny efekt hydropeakingu i wg większości autorów najsilniej oddziałujący na populacje ryb i innych organizmów wodnych. Niemniej, nie jest to jedyny negatywny stresor jaki hydropeaking wywiera na zespoły ryb i inne organizmy wodne. Gwałtowne i chaotyczne wahania wody poniżej zapór oddziałują bowiem na wszystkie gatunki fauny i flory rzecznej – m.in. na glony (Hall i wsp. 2015), makrofity (Bejarano i wsp. 2018), peryfiton (Bondar-Kunze i wsp. 2016) czy bezkręgowce bentosowe (Moog 1993, Parasiewicz i wsp. 1998, Kjærstad i wsp. 2018). Oddziałując negatywnie na wszystkie elementy łańcucha troficznego hydropeaking powoduje rozległe i głębokie zmiany w ekosystemie rzeki, które doprowadzają do ekstynkcji lub poważnego zmniejszenia liczebności zespołów ryb stanowiących szczyt piramidy troficznej. Oprócz zaburzenia funkcjonowania łańcucha pokarmowego hydropeaking oddziałuje na morfologię koryta rzecznego (erozja/sedymentacja), wymusza zmianę stanowisk i migrację bierną (znoszenie, unoszenie) głównie wylęgu i narybku (Young i wsp. 2011, Hayes i wsp. 2019) i czynną (powrót na stanowisko) wszystkich ryb, co

wiąże się z dużym wydatkiem energetycznym i czasowym (Greimel i wsp. 2018, Costa i wsp. 2019). Wahania poziomu rzeki nierozzerwalnie związane są z wahaniami temperatury, co dla zwierząt zmiennocieplnych jest silnym stresorem. Zmiana stanowisk żerowania/bytowania wraz z wahaniami temperatury utrudniają bądź uniemożliwiają odbycie tarła przez reofilne ryby karpiozate (Bartoń 2022). W przypadku łososiowatych Tiffan i wsp. (2010) wykazali, że szybki wzrost poziomu wody w rzece Columbia doprowadził do zaprzestania tarła przez łososie keta. Stwierdzono także, że łosoś czawycza zaniechał tarła w miejscach narażonych na hydropeaking (Hamilton i Buel 1976). Z drugiej strony obserwacje Moir i wsp. (2004) wykazały, że łosoś atlantycki w dwóch szkockich rzekach składał ikrę głównie podczas wezbrań, zarówno naturalnych jak i sztucznych. Podobną sytuację raportują badacze norwescy (Vollset i wsp. 2015), którzy zaobserwowali niewielką podatność na zaburzenia przepływu w rzece Daleelva odbywających tam tarło łososi atlantyckich.

Na zakończenie w tabeli 1 przedstawiono sumarycznie wszystkie znane do tej pory oddziaływania hydropeakingu generowanego przez elektrownie wodne oraz ich wpływ na ryby.

Tab. 1. Główne efekty hydropeakingu na ryby (na podstawie Schmutz i wsp. 2015 i obecnej pracy).

Działanie	Rodzaj oddziaływania na ryby	konsekwencje
Uruchomienie elektrowni -fala wezbraniowa (ramping)	Wzrost szybkości i głębokości wody. Znoszenie bezkręgowców wodnych i małych ryb. Zniszczenie gniazd i tarlisk. Wymuszenie zmian stanowisk dla ryb dorosłych	Śmierć części unoszonych ryb. Dryf narybku do nieodpowiednich siedlisk. Zubożenie bazy pokarmowej dla ryb. Zużywanie zasobów energii do przemieszczania.
Wstrzymanie pracy elektrowni –zmniejszenie przepływu (down-ramping)	Osuszenie części dna i brzegów. Osuszenie gniazd i złożonej ikry, Wymuszenie zmian stanowisk ryb dorosłych	Ugrzęźnięcie (stranding) i śmierć ryb na osuszonych brzegach. Zniszczenie efektów tarła ryb. Śmierć części fauny bezkręgowej. Upośledzenie procesów żerowania. Zużywanie zasobów energii do przemieszczania.
Wahania poziomu wody	Zmiany w siedliskach i hydromorfologii. Zmiany zachowań rozrodczych Wymuszanie dodatkowych migracji	Zaniechanie tarła. Zmiana miejsca tarła. Opóźnienie tarła. Nadzwyczajny wydatek energetyczny. Zahamowanie wzrostu.

Wahania temperatury wody	Zmiana temperatury wody jest dodatkowym stresorem występującym jednocześnie z w/w czynnikami	Zmiany w procesach fizjologicznych, szok termiczny. Zahamowanie wzrostu. Zaburzenia procesów dojrzewania płciowego. Zubożenie bazy pokarmowej.
Zysk operatora elektrowni	Zniszczenie ekosystemu rzecznoego	Śmierć ryb i innych organizmów wodnych

5. Łagodzenie/rozwiązanie problemu

Energia wodna (tzw. odnawialna biała energia), niegdyś uważana za najbardziej ekologiczną, po dziesięcioleciach doświadczeń uznawana jest w chwili obecnej za najczarniejszą z możliwych energii. Nieodwracalne zniszczenia całych systemów rzecznych oraz narastający problem rozbiórki starzejących się zapór i utylizacji miliardów ton osadów dennych zgromadzonych w czasach zbiorników zaporowych, to tylko wycinek skali problemów i zniszczeń oraz zagrożeń dla ludzi i środowiska jaki generują zapory wodne i pracujące tam hydroelektrownie. Niepohamowana ludzka chciwość w połączeniu ze zwykłą niewiedzą czy wręcz głupotą oraz całkowitym brakiem szacunku dla Ziemi i przyrody doprowadziła już nas na skraj katastrofy klimatycznej, w której swój znaczący udział mają zapory i elektrownie wodne. Udowodniono nawet, że Zapora Trzech Przełomów na rzece Jangcy i zbiornik zaporowy mieszczący 40 mld ton wody odchyliły oś obrotu ziemi o 2 cm i spowolniły ruch obrotowy Ziemi. Podobne monstra istnieją i ciągle powstają w Amazonii i w Azji.

Dlatego, w mojej opinii, istnieje jeden, prosty i tani sposób aby uniknąć dalszych problemów oraz szybko naprawić wyrządzone szkody. Rozbierać lub burzyć istniejące zapory i sukcesywnie uwalniać rzeki. Dla wielu czytelników postulat ten może wydawać się nierealny, ba! Wręcz obrazoburczy i niezrozumiały, ale głęboko wierzę w to, że w ciągu najbliższych kilkudziesięciu lat tak się stanie. Po prostu nie ma innego wyjścia. Jeśli nie dobrowolnie, to sama natura zmusi nas do tego, albo zrobi to za nas.

A co można zrobić w chwili obecnej, przy bieżących uwarunkowaniach ekonomicznych, obecnym poziomie świadomości społeczeństwa i decydentów? Literatura naukowa dotycząca łagodzenia skutków hydropeakingu jest bardzo obszerna. Niemalże każda publikacja opisująca problem hydropeakingu, a cytowana w niniejszej pracy podejmuje problem zapobiegania i łagodzenia jego skutków. Ze względu na obszerność tematu, stopień komplikacji metod badawczych i obliczeniowych oraz fakt, że praktycznie każda rzeka i każda elektrownia musi

być traktowana i analizowana osobno, temat zapobiegania i łagodzenia negatywnych skutków nie został szerzej podjęty w tej publikacji. W moim mniemaniu wymaga to osobnego szerokiego opracowania w gronie naukowców składającym się nie tylko z przyrodników i ichtiologów, ale przede wszystkim z hydrologów, hydrotechników i informatyków, mogących zastosować najnowsze metody analityczne i obliczeniowe. Niemniej, z obowiązku autora przedstawiam poniżej, w możliwie jak najbardziej syntetycznej formie, podstawowe zasady funkcjonowania elektrowni wodnej, które mogą i powinny złagodzić negatywne skutki jej pracy. Oto najważniejsze z nich:

1. **Wydłużyć/spowolnić czas wzrostu, a przede wszystkim czas opadania fali wezbraniowej.** Bezpieczna szybkość wzrostu i opadania wezbrania zależy powinna od składu gatunkowego zespołu ryb w danej rzece.
2. Ograniczyć do minimum częstotliwość pulsów.
3. Zmniejszyć amplitudę wezbrania, poprzez zwiększenie minimalnego (bazowego) przepływu rzeki pomiędzy pulsami.
4. Ograniczyć do minimum lub zaniechać uruchamiania elektrowni w okresie niskich temperatur wody.
5. Na rzekach z dominacją ryb karpiowatych ograniczyć lub zaniechać pracy elektrowni w nocy. W przypadku łososiowatych zaniechać pracy w dzień.
6. Bezwarunkowo ograniczyć pracę elektrowni w **okresie tarła** poszczególnych gatunków ryb. W większości rzek Polski to okres od końca kwietnia do końca czerwca. W przypadku rzek pstrągowo-trociowo-łososiowych to okres od listopada do stycznia.

Punkt pierwszy, wyróżniony został specjalnie pogrubioną czcionką gdyż panuje zgodna opinia, że jest to najważniejszy czynnik powodujący śmiertelność ryb, a jednocześnie stosunkowo prosty i łatwy do implementacji. W literaturze można znaleźć stosunkowo dużo przykładów, wyników badań i rekomendacji w jakim tempie elektrownia wodna powinna uruchamiać i zatrzymywać turbiny (przepływ wody) aby straty w rybostanie były jak najmniejsze. Niestety, tak jak wspomniałem wcześniej, każda rzeka i każda elektrownia stanowi osobny, wyjątkowy przypadek, wobec czego nie można (póki co) wypracować jednolitego wzoru/modelu działania elektrowni wodnej. W całym procesie mamy do czynienia ze zbyt dużą ilością czynników, z których każdy odgrywa ważną rolę. Jest to: wielkość zapory, moc elektrowni, minimalny i maksymalny przepływ, wielkość rzeki, charakter rzeki, charakter koryta rzeczno i wiele innych. Niemniej, do chwili obecnej udało się zbadać i zdefiniować (głównie w warunkach eksperymentalnych, w korytach sztucznych rzek) podstawowe parametry graniczne, bezpieczne i letalne dla wezbrań/pulsów elektrowni dla niektórych gatunków ryb w ściśle określonych warunkach siedliskowych (morfologia dna rzeki). Greimel i wsp. (2018) wyznaczyli jako graniczną szybkość opadania wody dla narybku na poziomie 0,4 cm/min,

powyżej której narybek nie ma szans na ucieczkę. Za bezpieczną szybkość opadania uznali 0,2 cm/min. Dla larw bezpieczną szybkość opadania wody oszacowali na 0,1 cm/min. Wyniki badań nad łososiem i i migrującym pstrągiem tęczowym (steelhead) wykazały, że dla **narybku** łososia bezpieczna szybkość opadania wody to maksymalnie 2.5 cm/min (Olson 1990), natomiast dla pstrąga potokowego ok 1.7 cm/min (Halleraker i wsp. 2003). W przeglądowej pracy Hayesa i wsp. (2019) możemy znaleźć kilka prac na ten temat, z których konkluzja końcowa sugeruje, że bezpieczna szybkość opadania wody dla **larw** łososia atlantyckiego, lipienia i pstrąga potokowego wynosi odpowiednio 0,31, 0,2 oraz 0,1 cm/min. (Saltveit i wsp. 2001, Halleraker i wsp. 2003). W przypadku ryb karpiowatych reofilnych, doświadczenia prowadzone przez Fűrhrera i wsp. (2023) wykazały, że śmiertelność larw świnki i brzany z powodu ugrzęźnięcia na brzegu zależy nie tylko od szybkości opadania ale także od wielkości larw oraz pory dnia (o czym wspomniano już wcześniej). Wysoką śmiertelność larw notowano już przy opadaniu 1.1 cm/min. Za stosunkowo bezpieczne tempo opadania wody uznano 0,3 cm/min.

Na przykładzie kilku przytoczonych wyżej publikacji można wysnuć wniosek, że wrażliwość na hydropeakingu larw i narybku łososiowatych i karpiowatych reofilnych są dość podobne. W przypadku larw bezpieczne tempo opadania wody to ok 0.1 do 0.3 cm/min, a dla narybku to 1 do 2.5 cm/min w zależności od gatunku, temperatury wody i pory dnia. Daje to niezwykle ważny argument w dyskusji na temat systemów pracy elektrowni wodnych aby w okresie spodziewanego pojawienia się wylęgu, larw i wczesnych form narybkowych obecnych w rzece gatunków ryb zaniechać jakichkolwiek operacji hydroenergetycznych lub prowadzić je z niezwykłą ostrożnością.

6. Literatura

1. Almeida R.M., Hamilton S.K., Rosi E.J., Barros N., Doria C.R.C., Flecker A.S., Fleischmann AS, Reisinger A.J. and Roland F. (2020). Hydropeaking Operations of Two Run-of-River Mega-Dams Alter Downstream Hydrology of the Largest Amazon Tributary. *Front. Environ. Sci.* 8:120. doi: 10.3389/fenvs.2020.00120.
- Ashraf F.B., Haghghi A.T., Riml J., Alfredsen K., Koskela J.J., Klove B., Marttila H. 2018. Changes in short term river flow regulation and hydropeaking in Nordic rivers. *Sci. Rep.* 8: 1 – 12.
- Auer S., Zeiringer B., Fürcher S., Tonolla D., Schmutz S. 2017. Effects of riverbank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Sci Tot. Environ.* 575: 1515 – 1521.
- Auer S., Hayes D.S., Fürcher S., Zeiringer B., Schmutz S. 2023. Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *River Res. Appl.* 39: 401 – 411.
- Bartoń D., Breton F., Blabolil P., Souza A.T., Veirik L. Sajdlova Z., Kolarik T., Kubečka J., Šmejkal M. 2021. Effects of hydropeaking on the attached eggs of a rheophilic cyprinid species. *Ecohydrology.* 2208. DOI: 10.1002/eco.2280

- Bartoń D., Brabec M., Sajdlova Z., Souza A.T., Duras J., Kortan D., Blabolil P., Vejrik L., Kubečka J., Šmejkal M. 2022. Hydropeaking causes spatial shifts in a reproducing reophiling fish. *Sci. Tot. Environ.* 806: 150649 – 150660.
- Bauersfeld K. 1978. Stranding of juvenile salmon by flow reductions at Mayfield Dam on the Cowlitz River. Dept. of Fisheries, Olympia.
- Bejarano M.D., Jansson R., Nilsson C. 2018. The effects of hydropeaking on riverine plants: A review. *Biol. Rev.* 93: 658 – 673.
- Boavida I., Santos J.M., Ferreira M.T., Pinheiro A. 2013. Fish habitat-response to hydropeaking. *Proceedings of 2013 IAHR Congress*. Tsinghua University Press, Beijing. 8 pp.
- Bondar-Kunze E., Maier S., Schönauer D., Bahl N. Hein, T. (2016). Antagonistic and synergistic effects on a stream periphyton community under the influence of pulsed flow velocity increase and nutrient enrichment. *Sci. Total Environ.*, 573, 594–602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.158>
- Casas-Mulet R., Saltveit S.J., Alfredsen K.T. 2015. The survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) eggs during dewatering in the river subjected to hydropeaking. *River Res. Applic.* 31: 433 – 446. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.2827>
- Casas-Mulet R., Saltveit S.J., Alfredsen K.T. 2016. Hydrological and thermal effects of hydropeaking on early life stages of salmonids: A modeling approach for implementing mitigation strategies. *Sci. Tot. Environ.* 573: 1660 – 1672.
- Costa M.J., Ferreira M.T., Pinheiro A.N., Boavida I. 2019. The potential of lateral refuges for Iberian barbel under simulated hydropeaking conditions. *Ecol. Eng.* 127: 567 – 578.
- Cushman R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows down-stream from hydroelectric facilities. *N. Am. J. Fish. Mang.* 5: 330-339.
- Dynesius M. and Nilsson C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266:753 – 762.
- Führer S., Hayes D.S., Hasler T., Graf D.R.M., Fauchery E., Mameri D., Schmutz S., Auer S. 2022. Stranding of larval nase (*Chondrostoma nasus* L.) depending on bank slope, down ramping rate and daytime. *Fro. Environ. Sci.* 10: 966418
- Führer S., Auer S., Coudrais-Duhamel A., Olejarz A., Stoisser F., Schmutz S., Hayes D.S. 2024. Variation in hydropeaking-induced stranding of *Barbus barbus* L. and *Chondrostoma nasus* L. larvae: Assessing the impact of daytime and down-ramping rate. *Ecohydrology*: 1 – 17 DOI: 10.1002/eco.2626.
- Glowa S.E., Watkinson D.A., Jardine T.D., Enders E.V. 2022. Evaluating the risk of fish stranding due to hydropeaking in a large continental river. *River Res. Applic.* 39: 444 - 459

- Greimel F., Schülting L., Graf W., Bondar-Kunze E., Auer S., Zeiringer B., Hauer C. 2018. Hydropeaking impacts and mitigation. *In* Riverine Ecosystem Management. Schutz & Sendzimir Eds. Springer Open: 91 – 110. ISBN 978-3-319-73249-7.
- Grill G., Lehner B., Thieme M., Geenen B., Tickner D., Antonelli F., Babu S., Borrelli P., Cheng L., Crochetiere H., Ehalt Macedo H., Filguerias R., Coichot M., Higgins J., Hogan Z., Lip B., MacClain M.E., Meng J., Mulligan M., Nilsson C., Olden J.D., Opperman J.J., Petry P., Reidy Liermann C., Sanez L., Salilas-Rodriguez S., Schelle P., Schmitt R.J.P., Snider J., Tan F., Tockner K., Valdujo P H., Van Soesbergen A., Zarfl C. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569: 215-221.
- Hall R.O., Yackulic C.B., Kennedy T.A., Yard M.D., Rosi-Marshall E.J., Voichik N., Behn K.E. 2015. Turbidity, light, temperature and hydropeaking control primary productivity in the Colorado River, Grand Canyon. *Limnol. Oceanogr.* 60: DOI:[10.1002/lno.10031](https://doi.org/10.1002/lno.10031)
- Halleraker J.H., Saltveit S.J., Harby A., Arnekleiv J.V., Fjeldstad H.P., Kohler B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapin and frequent flow decreases in an artificial stream. *Riv. Res. Appl.* 23: 493 - 510
- Hamilton R., Buell J.W. 1976. Effects of modified hydrology on Campbell River salmonids. Technical Report Series NO. PAC/TT-76-20. Canada Department of the Environment, Fisheries and Marine Sciences. Vancouver, B.C. 156 pp.
- Harby A., Noack M. 2013. Rapid flow fluctuations and impacts on fish and the aquatic ecosystems. *In* Ecohydraulics (pp 323 – 335). John Wiley & sons, Ltd.
- Hayes D.S., Moreira M., Boavida I., Haslauer M., Unfer G., Zeiringer B., Greimel F., Auer S., Ferreira T., Schmutz S. 2019. Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11: 1547.
- Hayes D.S., Lautsch E., Unfer G., Greimel F., Zeiringer B., Holler N., Schmutz S. 2021. Response of European grayling, *Thymallus thymallus*, to multiple stressors in hydropeaking rivers. *J. Environ. Manage.* 292: 112737. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112737>
- Hayes D.S., Schülting L., Carolli M., Greimel F., Batalla R.J., Casas-Mulet R. 2022a. Hydropeaking processes, effects and mitigation. *In* Reference module in earth systems and environmental sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00171-7>
- Hayes D.S., Schlufler G., Schmutz S., Führer S., Auer S., Sellger C. 2022b. Hydro-morphological stressors reduce distribution range and affects population status of cyprinid fish in Austria. *Fron. Environ. Sci.* 10: 991722.
- Hayes D.S., Auer S., Fauchery E., Graf D., Hasler T., Mameri D., Führer S. 2023. The interactive effects of river bank morphology and daytime on downstream displacement and stranding of cyprinid larvae in hydropeaking conditions. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 23: 152 – 161.

- Hunter M.A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation. Technical report no. 119. Department of Fisheries. State of Washington. <http://wdfw.wa.gov/publications/01085/wdfw01085.pdf/>
- Hvidsten N.A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva central Norway. *J. Fish. Biol.* 27: 711-718.
- Jungwirth M., Moog O., Schmutz S. 1990. Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthosfauna anhand von Fallbeispielen. *Landschaftswasserbau* 10: 194 – 234.
- Kjærstad, G., Arnekleiv, J.V., Speed, J.D.M., Herland, A.K., 2018. Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. *River. Res. Appl.* <https://doi.org/10.1002/rra.3241>.
- Mikołajczyk T., Nawrocki P. 2018. Zbiornik zaporowy jako bariera behawioralna i migracyjna dla ryb wędrownych. *Kom. Ryb. Nr 5 (166):* 6 – 10.
- Mikołajczyk T., Nawrocki P. 2019a. Przegląd doświadczeń związanych z rozbiórką zapór wodnych na świecie oraz z usuwaniem i utylizacją osadów zgromadzonych w czasach likwidowanych zbiorników zaporowych. Część 1. *Gospodarka Wodna* 1/2019: 13 – 17.
- Mikołajczyk T., Nawrocki P. 2019b. Przegląd doświadczeń związanych z rozbiórką zapór wodnych na świecie oraz z usuwaniem i utylizacją osadów zgromadzonych w czasach likwidowanych zbiorników zaporowych. Część 2. *Gospodarka Wodna* 2/2019: 9 – 13.
- Moog O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Reg. Riv. Res. Manage.* 8: 5 – 14.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M., Revenga C. 2005. Fragmentation and Flow regulation of the World's large river systems. *Science* 308: 405 – 408.
- Parasiewicz P., Schmutz S., Moog O. 1998. The effect of manager hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregezerach in Austria. *Fish. Manag. Ecol.* 5: 403 – 417.
- Saltveit S.J., Halleraker J.H., Amekleiv J.V., Harby A. 2001. Field experiments on stranding of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Reg. Riv. Res. Manag.* 17: 609 – 622.
- Saltveit S.J., Brabrand A., Juarez A., Stickler M., Donnum B.O. 2020. The impact of hydropeaking on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in a Norwegian Regulated River. *Sustainability* 12: 8670 – 8682.
- Schmidt J.C. 2022. Effects of Dam on rivers. *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)* Vol. 2, pp. 503-515, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00192-4>

- Schmutz S., Moog O. 2018. Dams: Ecological impacts and management. *In* Riverine Ecosystem Management. Schutz & Sendzimir Eds. Springer Open: 111 – 128. ISBN 978-3-319-73249-7.
- Schmutz S., Bakken T.H., Friedrich T., Greimel F., Harby A., Jungwirth M., Melcher A., Unfer G., Zeiringer B. 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropowering in Austria. *River Res. Applic.* 31: 919 – 930.
- Scruton D.A., Pennell C., Ollerhead L.M.N., Alfredsen K., Sticer M., Harby A., Robertson M., Clarke K.D., LeDrew L.J. 2008. A synopsis of hydropowering studies on the response of juvenile Atlantic salmon to experimental flow alteration. *Hydrobiologia* 609: 263-275.
- Smokorowski K.E. 2022. The ups and downs costs, of hydropowering : A Canadian perspective on the need for, an ecological cost of peaking hydropower production. *Hydrobiologia* 849: 421 – 441.
- Steele R.J., Smokorowski K.E. 2000. Review of literature on the downstream ecological effects of hydroelectric generation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2334. 55 pp.
- Tiffan, K. F., Haskell, C. A. Kock, T. J. (2010). Quantifying the behavioral response of spawning chum salmon to elevated discharges from Bonneville dam, Columbia River, USA. *River Res. Appl.* **26**, 87–101.
- Vanzo D., Zolezzi G., Siviglia A. 2015. Eco- hydraulic modeling of the interactions between hydropowering and river morphology. *Ecohydrology* 9:421 – 437.
- Vollset K.W. Skoglund H., Wiers T., Barlaup B.T. 2016. Effects of hydropowering on the spawning behaviour of Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta* *J. Fish Biol.* 88: 1 – 15. DOI:10.1111/jfb.12985
- World Commission on Dams 2000. Dams and development. A new framework for decision-making. The report of the World commission on Dams. Earthscan Publications, London.
- Yang Z., Zhu Y., Ji D., Yang Z., Tan J., Hu H., Lorke A. 2020. Discharge and water level fluctuations in response to flow regulation in impounded rivers: An analytical study. *J. Hydrol.* 590: 1-11.
- Young P.S., Cech J.J., Thompson L.C. 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: *Rev. Fish Biol. Fish.* 21: 713 - 731
- Zarfl C., Lumsdon A.E., Berlekamp J., Tydecks L., Tockner K. 2014. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* 77: 161 – 170.
- Zeiringer B., Seliger C., Greimel F. and Schmutz S. 2018. River hydrology, flow alteration and environmental flow. *In* Riverine Ecosystem Management. Schutz & Sendzimir Eds. Springer Open 67 – 90. ISBN 978-3-319-73249-7.
- Zolezzi G., Siviglia A., Toffolon M., Maiolini B. 2011. Thermopowering in Alpine streams: Event characterization and time scales. *Ecohydrology* 4: 564 – 576.