VI Konferencja Naukowa

pod Patronatem
Jego Magnificencji Rektora
Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu

z serii:

GOSPODAROWANIE W DOLINACH RZECZNYCH NA OBSZARACH NATURA 2000

Temat konferencji:
„Przyrodnicze i techniczne aspekty ochrony ekosystemów wodnych”

Konferencja połączona z 50-leciem Wydziału Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej
(obecnie Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej)

Poznań, 23-24 września 2021 r.

Dofinansowano z programu „Doskonała nauka” Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego

Konferencja „***Gospodarowanie w dolinach rzecznych na obszarach Natura 2000***” ma wieloletnią tradycję i jest zamiennie organizowana przez **Katedrę Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu** oraz **Katedrę Kształtowania Środowiska ze Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie**. Poprzednia konferencja odbyła się w dniach 20-21 września 2018 r. w Urszulinie i przyciągnęła uczestników z wielu ośrodków.

Poruszone wówczas problemy oraz ożywiona dyskusja skłoniła organizatorów, by tematyka najbliższej konferencji dotyczyła przyrodniczych i technicznych aspektów ochrony wód. Głównymi nurtami tematycznymi konferencji były:

- inwentaryzacja i monitoring siedlisk przyrodniczych,
- gospodarka wodna dolin rzecznych,
- problemy eksploatacyjne urządzeń i obiektów hydrotechnicznych,
- wdrażanie zasad zrównoważonego rozwoju,
- kompensacje przyrodnicze,
- technologie informatyczne w zarządzaniu środowiskiem,
- oceny oddziaływania na środowisko na terenach objętych ochroną prawną,
- gospodarka wodna oraz planowanie ochrony siedlisk i gatunków w zmieniającym się klimacie, pomiary i kontrola zasobów wodnych,
- metody utrzymania i modernizacji infrastruktury melioracyjnej,
- problemy metodyczne i techniczne działalności inwestycyjnej planowanej na obszarach ekosystemów wodnych,
- dobre praktyki utrzymania rzek.

Konferencja stanowiła w założeniu całość merytoryczną opartą na trzech elementach: **Informacja, Impuls, Integracja.**

Informacja

Propagowanie wiedzy dotyczącej procesów zachodzących w dolinach rzecznych ze szczególnym uwzględnieniem obszarów Natura 2000 i ekosystemów wodnych jest niezbędne z uwagi na trudności natury prawnej, technicznej, przyrodniczej i organizacyjnej. Konferencja zapewni możliwość wymiany informacji i doświadczeń pomiędzy wszystkimi uczestnikami. Najważniejsze kwestie poruszane podczas obrad dotrą do szerszego grona odbiorców w formie prezentacji na Poznańskim Festiwalu Nauki i Sztuki, drukowanych materiałów pokonferencyjnych oraz w formie komunikatu na stronach internetowych organizatorów konferencji.

Impuls

Konferencja ma w założeniu dać impuls do pogłębionych badań naukowych na rzecz prawidłowego gospodarowania na tych terenach w oparciu o dotychczasową wiedzę. Powinna być też motywacją dla intensyfikacji prac w ramach realizowanych obecnie kierunków badań, a w razie potrzeby do zmiany utartych, czasem wygodnych ścieżek naukowych. Spotkanie to, da też szansę na planowanie wspólnych aktywności naukowych w niedalekiej przyszłości.

Integracja

Uczestnictwo w konferencji, dyskusja nad referatami plenarnymi oraz prezentacjami wygłaszanymi podczas sesji naukowych, powinna sprzyjać integracji środowiska naukowego z otoczeniem społecznym. Należy też oczekiwać zacieśnienia współpracy między ośrodkami naukowymi, które często prowadzą zbliżone tematycznie badania. Poszerzenie kompetencji zespołów poprzez włączanie grup badaczy z innych ośrodków będzie sprzyjać przygotowaniu dobrych wniosków grantowych oraz publikacji w najlepszych światowych czasopismach naukowych.

*Konferencja była dofinasowana w ramach projektu „**Doskonała nauka – wsparcie konferencji naukowych” DNK/SP/466229/2020** i została objęta patronatem **JM Rektora Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu prof. dr hab. Krzysztofa Szoszkiewicza.***

KOMITET NAUKOWY
prof. dr hab. inż. Klaudia Borowiak – przewodnicząca (UP Poznań)
prof. dr hab. inż. Agnieszka Ławniczak-Malińska (UP Poznań)
prof. dr hab. inż. Henryk Pawłat (SGGW Warszawa)
prof. dr hab. inż. Kazimierz Piekut (SGGW Warszawa)
prof. dr hab. inż. Artur Radecki-Pawlik (PK Kraków)
prof. dr hab. inż. Mariusz Sojka (UP Poznań)
prof. dr hab. inż. Mirosław Wiatkowski (UP Wrocław)
prof. dr hab. inż. Janina Zbierska (UP Poznań)
prof. UPP dr hab. Anna Budka (UP Poznań)
prof. SGGW dr hab. inż. Agnieszka Karczmarczyk (SGGW Warszawa)
prof. UPP dr hab. inż. Tomasz Kałuża (UP Poznań)
prof. IOŚ dr hab. Agnieszka Kolada (IOŚ Warszawa)
prof. UAM dr hab. Beata Messyasz (UAM Poznań)
prof. SGGW dr hab. inż. Bogumiła Pawluśkiewicz (SGGW Warszawa)
prof. UPP dr hab. inż. Ryszard Staniszewski (UP Poznań)
dr hab. Paweł Oglęcki (SGGW Warszawa)

KOMITET ORGANIZACYJNY
prof. UPP dr hab. inż. Ryszard Staniszewski – przewodniczący
prof. SGGW dr hab. inż. Bogumiła Pawluśkiewicz (SGGW Warszawa) – z-ca przewodniczącego
dr inż. Marta Lisiak-Zielińska – sekretarz ds. Konferencji
dr inż. Ewelina Janicka – sekretarz ds. Jubileuszu
mgr inż. Marta Szostak – skarbnik
prof. UPP dr hab. inż. Jerzy Bykowski
prof. UPP dr hab. Maria Drapikowska
prof. UPP dr hab. inż. Jolanta Kanclerz
prof. UPP dr hab. Dariusz Kayzer
prof. UPP dr hab. Anshu Rastogi
dr hab. inż. Mateusz Hämmerling
dr hab. inż. Rafał Stasik
dr inż. Szymon Jusik
dr inż. Jerzy Kupiec
dr inż. Konrad Podawca (SGGW Warszawa)
mgr inż. Barbara Andrzejewska
mgr Arlinda Cakaj
mgr inż. Joanna Kocięcka
mgr inż. Justyna Urbaniak

Jubileusz 50-lecia Wydziału Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej
(obecnie Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej)

Prof. dr hab. Klaudia Borowiak

Dziekan Wydziału Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej

Witam serdecznie na sesji poświęconej Jubileuszowi 50-lecia Wydziału Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej. W szczególności chciałabym powitać JM Rektora UPP prof. dr hab. Krzysztofa Szoszkiewicza. Witam serdecznie obecnego tu ze mną pierwszego Dziekana Wydziału prof. dr hab. Jerzego Marcinka. Jest mi niezmiernie miło powitać gości uczestniczących w sesji – w szczególności z zaprzyjaźnionych Wydziałów i Uczelni – Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie i innych bliskich nam Uczelni. Witam serdecznie Dziekanów Wydziałów naszej Uczelni. Szczególnie serdecznie witam emerytowanych profesorów Naszego Wydziału, w tym byłych Dziekanów i Prodziekanów, kierowników Jednostek. To Państwo tworzyliście i do dziś macie znaczący wpływ na kształt obecnego Wydziału. Witam kierowników jednostek naszego Wydziału. W tym moich poprzedników prof. Jolantę Komisarek i prof. Jerzego Bykowskiego. W tym ważnym dniu chciałabym również powitać pracowników, studentów, rodziny oraz przyjaciół i sympatyków Wydziału. Szanowni Państwo – złoty Jubileusz Wydziału Inżynierii Środowiska przypadł w trudnym czasie pandemii. Obchodzimy go w formie zdalnej z rocznym opóźnieniem. Niemniej jednak każdy obchodzony Jubileusz jest dla nas istotny i niezależnie od formy przypomina nam o tradycji i historii oraz pozwala na wspomnienie naszych mentorów i założycieli. Każdy Jubileusz wskazuje nam, że jesteśmy częścią tej historii oraz przypomina nam o odpowiedzialności jaką na siebie wzięliśmy.

Jubileuszowe życzenia dla prof. dr hab. Jerzego Marcinka.

Prof. UPP dr hab. Jerzy Bykowski

W ramach obchodów Jubileuszu 50-lecia Wydziału Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej, prof. UPP dr hab. inż. Jerzy Bykowski – ostatni dziekan Wydziału, wygłosił w wydzielonej na tę okazję sesji referat, poświęcony najważniejszym wydarzeniom z jego historii. Poniżej krótka ich charakterystyka, w subiektywnym wyborze autora referatu.

1962. Powołanie Oddziału Melioracji Wodnych na Wydziale Rolniczym (na podstawie Rozporządzenia Ministra Szkolnictwa Wyższego). W jego skład weszły cztery Katedry: Meteorologii, Geodezji, Melioracji Rolnych, Ekologii Roślin.
1964/65. Powołanie trzech nowych Katedr: Budownictwa Wodnego, Gruntoznawstwa i Budownictwa Ziemnego, Mechaniki Budowli i Konstrukcji Budowlanych.
1967. Pierwsi absolwenci Oddziału Melioracji Wodnych.
1970. Powstanie Wydziału Melioracji Wodnych utworzonego z Oddziału Melioracji Wodnych. W miejsce istniejących katedr wprowadzono dwa Instytuty: Melioracji Rolniczych i Leśnych i Budownictwa Wodno-Melioracyjnego. W ramach Instytutu Melioracji Rolnych i Leśnych działały, przekształcone z katedr, Zespoły Naukowo-Dydaktyczne: Ekologii Roślin, Melioracji Rolnych i Leśnych, Meteorologii oraz nowy zespół Przyrodniczych Podstaw Melioracji. W ramach Instytutu Budownictwa Wodno-Melioracyjnego działały Zespoły: Zespół Budownictwa Wodnego, Geodezji, Gruntoznawstwa i Budownictwa Ziemnego, Zespół Mechaniki Budowli i Konstrukcji Budowlanych. Pierwszym Dziekanem został doc. dr hab. Jerzy Marcinek.
1972. Zmiana nazwy Uczelni z Wyższej Szkoły Rolniczej w Poznaniu na Akademię .Rolniczą w Poznaniu.
1974. Oddanie do użytku gmachu Collegium Maximum przy ul. Wojska Polskiego 28, w którym ma siedzibę Dziekanat Wydziału.
1978. Przekształcenie Zespołu Mechaniki Budowli i Konstrukcji Budowlanych w Zakład Mechaniki Budowli i Budownictwa Rolniczego oraz Zespołu Gruntoznawstwa i Budownictwa Ziemnego w Zakład Geotechniki.
1981. Zmiana struktury organizacyjnej – rozwiązanie instytutów i powołanie Katedr: Budownictwa Wodnego, Geodezji, Mechaniki Budowli i Budownictwa Rolniczego, Melioracji oraz Zakładów: Agrometeorologii, Geotechniki, Gleboznawstwa i Torfoznawstwa.
1983. Oddanie do użytku pawilonu przy ul. Wojska Polskiego 71, przeznaczonego na obiekty dydaktyczne.
1986. Przekształcenie Zakładu Gleboznawstwa i Torfoznawstwa w Katedrę Gleboznawstwa Melioracyjnego.
1990. Powstanie Katedry Rekultywacji z siedzibę w Koninie.
Przekształcenie Wydziału Melioracji Wodnych w Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska. Uzyskanie uprawnień do nadawania stopnia doktora nauk rolniczych w zakresie melioracji wodnych (od 1992 – kształtowanie środowiska, od 2011 – ochrona i kształtowanie środowiska).
1991. Nowelizacja kierunku studiów: melioracje wodne przekształcono w nowo zdefiniowany kierunek – inżynieria środowiska.

1993. Powołanie w Katedrze Mechaniki Budowli i Budownictwa Rolniczego Zakładów: Konstrukcji Inżynierskich i Budownictwa Rolniczego, Mechaniki i Metod Komputerowych. Powołanie Zakładu Zaopatrzenia w Wodę i Sanitacji Wsi w Katedrze Budownictwa Wodnego.
1994. Przekształcenie Katedry Ekologii i Rolniczych Podstaw Melioracji w Katedrę Ekologii i Ochrony Środowiska Rolniczego.
1996. Przekształcenie Katedry Melioracji Rolnych i Leśnych w Katedrę Melioracji i Kształtowania Środowiska. Uruchomienie studiów niestacjonarnych na kierunku inżynieria środowiska.
2000. Oddanie do użytku obiektu naukowo-dydaktycznego przy ul. Piątkowskiej 94 i przeznaczenie na docelową siedzibę Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska.
Powołanie Zakładu Inżynierii Wodnej w Katedrze Budownictwa Wodnego.
2001. Oddanie do użytku Katedrze Geodezji pomieszczeń w budynku Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska przy ul. Piątkowskiej 94. Wprowadzenie studiów zamiejscowych w Zespole Szkół Rolniczych im. H. Cegielskiego w Powodowie k. Wolsztyna.
2002. Utworzenie w Katedrze Melioracji i Kształtowania Środowiska trzech Zakładów: Gospodarowania Wodą i Ekonomiki Inżynierii Środowiska, Hydrologii i Zasobów Wodnych, Kształtowania Środowiska. Pozyskanie pomieszczeń przy ul. Piątkowskiej 94 dla Katedry Rekultywacji. Obchody jubileuszu 40-lecia działalności Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska (studiów na Oddziale/Wydziale).
2003. Reorganizacja. Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska oraz Katedra Geodezji łączą się w Katedrę Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji; powstaje Zakład Geodezji i Kartografii Środowiska w Katedrze. Katedra Gleboznawstwa Melioracyjnego oraz Katedra Rekultywacji łączą się w Katedrę Gleboznawstwa i Rekultywacji. Uzyskanie uprawnień do nadawania stopnia doktora habilitowanego w dziedzinie nauk rolniczych, w dyscyplinie kształtowanie środowiska, następnie: ochrona i kształtowanie środowiska i obecnie nauk technicznych w dyscyplinie inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka).
2004. Utworzenie Studium Doktoranckiego. Przeniesienie Katedry Agrometeorologii do nowych pomieszczeń przy ul. Piątkowskiej 94.
2007. Przeniesienie Katedry Budownictwa Wodnego z ul. Wojska Polskiego do nowych pomieszczeń przy ul. Piątkowskiej 94.
2008. Zmiana nazwy Uczelni z Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu na Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu. Uruchomienie nowego kierunku studiów – gospodarka przestrzenna.
2010. Zmiana nazw Katedry Agrometeorologii na Katedrę Meteorologii, Katedry Budownictwa Wodnego na Katedrę Inżynierii Wodnej i Sanitarnej, Zakładu Gleboznawstwa i Melioracyjnego na Zakład Gleboznawstwa i Kształtowania Zasobów Glebowych.
2012. Pozyskanie nowej siedziby w Koninie dla Zakładu Rekultywacji. Podjęcie uchwały o uruchomieniu w roku akademickim 2013/14 nowego kierunku studiów – inżynieria i gospodarka wodna. Obchody jubileuszu 50-lecia studiów na Wydziale Melioracji i Inżynierii Środowiska.
2013. Zmiany organizacyjne. Katedra Melioracji Kształtowania Środowiska i Geodezji została przekształcona w Instytut Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji. Zlikwidowano Katedrę Mechaniki Budowli i Budownictwa Rolniczego oraz Katedrę Geotechniki i w to miejsce utworzono Instytut Budownictwa i Geoinżynierii. Pozostałe Katedry bez zmian.

2016. Uchwałą Senatu UP w Poznaniu i Zarządzeniem Rektora UPP, Wydział od 1 stycznia 2016 roku zmienił nazwę z Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska na Wydział Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej. Wydział uzyskał zgodę JM Rektora UPP na oficjalne stosowanie nowego logo, wyłonionego w drodze konkursu.
2017. Obchody jubileuszu 55 – lecia studiów na kierunku melioracje wodne/inżynieria środowiska, połączony z konferencją naukową p.t. Gospodarowanie w dolinach rzecznych na obszarach Natura 2000.
2018. Wejście w życie uchwały Senatu o decentralizacji środków finansowych i „samofinansowaniu" Wydziałów. Obchody jubileusz 10—lecia kierunku „gospodarka przestrzenna" połączony z konferencją naukową „Ekonomiczne, społeczne i środowiskowe uwarunkowania gospodarki przestrzennej i rozwoju społeczno-gospodarczego". Utworzenie Szkoły Doktorskiej na UPP.
2019. Obchody 100-lecia Uniwersytetu Poznańskiego. Obchody jubileuszu100-lecia studiów rolniczo-leśnych. Ostatnie posiedzenie Rady Wydziału Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej UPP. Powołanie nowych struktur organizacyjnych Wydziału - Rady Naukowej Dyscypliny „inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka" oraz Rad Programowych ds.. Studiów.
2020. Powołanie z dniem 1. września, z dotychczasowego Wydziału Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej oraz Instytutu Inżynierii Biosystemów, **nowego dwudyscyplinowego Wydziału Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej.**

PROGRAM KONFERENCJI

I DZIEŃ KONFERENCJI – 23 września 2021 r.

- 13:10-14:45 Sesja plenarna
  Przewodnicząca prof. SGGW Bogumiła Pawluśkiewicz
  - Przepływ brzegowy i korytotwórczy: znaczenie praktyczne w projektowaniu budowli hydrotechnicznych
    prof. Artur Radecki-Pawlik
    Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Lądowej, Katedra Mechaniki Budowli i Materiałów

  - Strategie ochrony wybranych gatunków fauny obszarów podmokłych w aspekcie rozwoju infrastruktury technicznej
    dr hab. Paweł Oglęcki
    Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska

- 14:45-16:15 Sesja referatowa I
  Przewodniczący dr hab. Paweł Oglęcki
  z-ca Przewodniczącego dr inż. Marta Lisiak-Zielińska
  - Ochrona siedliska przyrodniczego 6510 w warunkach postępującej antropopresji w dolinach rzecznych
    prof. SGGW Bogumiła Pawluśkiewicz, dr hab. Piotr Dąbrowski
    Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska

  - Analiza zmian zagrożenia hałasem drogowym w obszarze Natura 2000 Las Bielański w kontekście występowania awifauny
    dr inż. Agata Pawłat-Zawrzykraj[1], dr hab. Paweł Oglęcki[2], dr inż. Konrad Podawca[1]
    [1]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Lądowej
    [2]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska

  - Rola planowania przestrzennego w gospodarowaniu wodami na obszarach Natura 2000
    dr inż. Anna Zbierska
    Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Melioracji, Kształtowania Środowiska i Gospodarki Przestrzennej

- Zróżnicowanie materiału nasiennego wybranych gatunków charakterystycznych dla cennych przyrodniczo siedlisk łąkowych w aspekcie prognozy sukcesu introdukcji
  dr hab. inż. Maria Janicka[1], prof. SGGW Bogumiła Pawluśkiewicz[2], dr Elżbieta Małuszyńska[3]
  [1]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Rolnictwa; Katedra Agronomii
  [2]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska
  [3]Państwowy Instytut Badawczy w Radzikowie; Instytut Hodowli i Aklimatyzacji Roślin; Zakład Nasiennictwa i Nasionoznawstwa

- Zawartość rtęci w wierzchnich warstwach gleb wybranego obszaru na terenie Mazowieckiego Parku Krajobrazowego
  dr inż. Marcin J. Małuszyński[1], dr inż. Ilona Małuszyńska[2]
  [1]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska
  [2]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Centrum Wodne

- Zarządzanie obszarami Natura 2000 na przykładzie Małopolskiego Przełomu Wisły
  dr inż. Jacek Florek, prof. URK Leszek Książek, dr inż., Maciej Wyrębek
  Uniwersytet Rolniczy w Krakowie; Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji; Katedra Inżynierii Wodnej i Geotechniki

II DZIEŃ KONFERENCJI - 24 września 2021 r.

- 10:00-11:15 Sesja plenarna
  Przewodniczący prof. UPP Ryszard Staniszewski

  - Ekstrema związane z wodą stają się bardziej ekstremalne
    prof. Zbigniew W. Kundzewicz
    Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Poznaniu

  - Ile gatunków makrofitów jest potrzebnych do oceny bioróżnorodności rzeki?
    prof. UPP Anna Budka
    Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Rolnictwa, Ogrodnictwa i Bioinżynierii; Katedra Metod Matematycznych i Statystycznych

- 11:15-12:45 Sesja referatowa II
  Przewodniczący prof. Mariusz Sojka
  z-ca Przewodniczącego dr inż. Jerzy Kupiec

- Krytyczna analiza metody oceny stanu ochrony siedliska 3150 - propozycja modyfikacji
  prof. IOŚ Agnieszka Kolada i współautorzy
  Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy

- Wyniki monitoringu hydrologicznych Polderu Północnego Parku Narodowym „Ujście Warty" po realizacji projektu Bagna są Dobre!
  dr inż. Ignacy Kardel[1], prof. Tomasz Okruszko[1], dr Marek Giełczewski[1], prof. SGGW Jarosław Chormański[2], dr inż. Jan Szatyłowicz[3], inż. Robert Michałowski[1], mgr inż. Paweł Osuch[1], mgr inż. Konrad Wypychowski, mgr inż. Tomasz Bocian
  [1]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Hydrologii, Meteorologii i Gospodarki Wodnej
  [2]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Teledetekcji i Badań Środowiska
  [3]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska

- Ocena drożności kanału obiegowego na obszarze Natura 2000 w Słupsku
  prof. URK Karol Plesiński, mgr inż. Michał Bień
  Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie; Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji; Katedra Inżynierii Wodnej i Geotechniki

- Deflektory jako sposób na skuteczną poprawę ekosystemów wodnych na przykładzie rzeki Flinty
  mgr inż. Stanisław Zaborowski, prof. UPP Tomasz Kałuża, dr hab. inż. Mateusz Hämmerling
  Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

- Jakość wód rzeki Raby w aspekcie zrzutu ścieków oczyszczonych na obszarze Natura 2000
  dr inż. Ewa Dacewicz[1], prof. URK Karol Plesiński[2], prof. Artur Radecki-Pawlik[3]
  [1]Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie; Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji; Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej
  [2]Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie; Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji; Katedra Inżynierii Wodnej i Geotechniki
  [3]Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Lądowej, Katedra Mechaniki Budowli i Materiałów

- Jakość wód Noteci powyżej Jeziora Gopło
  prof. UPP Ryszard Staniszewski, dr inż. Szymon Jusik

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

- 12:45-13:00 Przerwa

- 13:00-14:00 Sesja posterowa
  Przewodnicząca prof. UPP Maria Drapikowska
  z-ca Przewodniczącej dr hab. inż. Rafał Stasik

  1. Zagrożenie zanieczyszczenia rtęcią dla awifauny na wybranym odcinku Ostoi Nadliwieckiej
     dr inż. Ilona Małuszyńska[1], dr inż. Marcin J. Małuszyński[2], prof. SGGW Bogumiła Pawluśkiewicz[2], dr hab. Paweł Oglęcki[2]
     [1]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Centrum Wodne
     [2]Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska

  2. Jeziora coraz cieplejsze – długoterminowe zmiany temperatury wody w obszarach Natura 2000
     prof. UAM Mariusz Ptak[1], prof. Mariusz Sojka[2]
     [1]Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych; Instytut Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego; Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej
     [2]Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Melioracji, Kształtowania Środowiska i Gospodarki Przestrzennej

  3. Metale ciężkie w osadach dennych jezior zlokalizowanych na obszarach Natura 2000 w Polsce: zawartość, zanieczyszczenie, źródła i wpływ na środowiska
     prof. Mariusz Sojka[1], dr inż. Joanna Jaskuła[1], dr inż. Jan Barabach[1], prof. UAM Mariusz Ptak[2], dr Senlin Zhu[3]
     [1]Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Melioracji, Kształtowania Środowiska i Gospodarki Przestrzennej
     [2]Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych; Instytut Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego; Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej
     [3]Yangzhou University; College of Hydraulic Science and Engineering (Chiny)

  4. Badanie wydajności fotosyntezy u cyjanobakterii w warunkach stresu solnego
     dr hab. Piotr Dąbrowski[1], dr Aneta H. Baczewska–Dąbrowska, Filippo Bussotti[3], Martina Pollastrini[3], prof. Kazimierz Piekut[1], dr inż. Weronika Kowalik[4], prof. ZUT Jacek Wróbel[5], prof. Hazem M. Kalaji[6]

[1]*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska*
[2]*Polska Akademia Nauk Ogród Botaniczny*
[3]*University of Florence (Włochy)*
[4]*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Centrum Wodne*
[5]*Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa; Katedra Bioinżynierii*
[6]*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Biologii, Katedra Fizjologii Roślin*

5. Skutki odwodnienia siedlisk łęgowych w miejskich obszarach chronionych
dr hab. inż. Tomasz Gnatowski[1], prof. SGGW Bogumiła Pawluśkiewicz[1], dr hab. inż. Maria Janicka[2], dr inż. Paweł Marcinkowski[1]
[1]*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Inżynierii Środowiska; Katedra Kształtowania Środowiska*
[2]*Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; Instytut Rolnictwa; Katedra Agronomii*

6. Problemy przywracania ciągłości ekologicznej cieków na przykładzie rzeki Obry
dr hab. inż. Mateusz Hämmerling, prof. UPP Tomasz Kałuża, mgr inż. Joanna Kocięcka, mgr inż. Mikołaj Franczak
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

7. Wpływ obszarów Natura 2000 na potencjał turystyczno-inwestycyjny gminy - studium przypadku
dr inż. Marta Lisiak-Zielińska[1], mgr inż. Arlinda Cakaj[1], prof. UPP Anna Budka[2], prof. UPP Maria Drapikowska[1], prof. Klaudia Borowiak[1], prof. UPP Jolanta Kanclerz[3], dr inż. Ewelina Janicka[3]
[1]*Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska*
[2]*Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Rolnictwa, Ogrodnictwa i Bioinżynierii; Katedra Metod Matematycznych i Statystycznych*
[3]*Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Melioracji, Kształtowania Środowiska i Gospodarki Przestrzennej*

8. Analiza wpływu tam bobrowych na zmiany zasobów wodnych w rzekach nizinnych
mgr inż. Stanisław Zaborowski, prof. UPP Tomasz Kałuża, dr hab. inż. Mateusz Hämmerling
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej; Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

STRESZCZENIA REFERATÓW

WYBRANE METODY OKREŚLENIA PRZEPŁYWU DOMINUJĄCEGO I BRZEGOWEGO

Artur Radecki-Pawlik

Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Lądowej, Kraków

1. WPROWADZENIE

W świetle obowiązującej w Polsce Wodnej Ramowej Dyrektywy Unijnej zmuszającej traktowanie rzek i potoków górskich nie tylko jako kanały przeprowadzające wodę pomiędzy poszczególnymi przekrojami poprzecznymi, lecz jako całość rozumiana pod względem przyrodniczym i geomorfologicznym z możliwością ograniczonej ingerencji technicznej, znajomość wartości tych przepływów w wypadku analizy wielu przedsięwzięć inżynierskich jest koniecznością. Według obowiązujących dotąd reguł doboru przepływu miarodajnego, (czyli takiego, na którego wartość projektowane są nie tylko wymiary wielkich urządzeń wodnych takich jak zapory i jazy, lecz także obliczane są korony lokalnych umocnień brzegowych) projektant zmuszony jest przyjąć do obliczeń wartość liczbową odpowiadającą przepływowi o określonym prawdopodobieństwie pojawienia się, mając niejednokrotnie tylko tę jedną wartość do dyspozycji, nie licząc się jednocześnie z całą gamą przepływów, które uzależniają od siebie zarówno ruch rumowiska rzecznego jak i zalewy brzegowe wpływające bezpośrednio na zmiany morfologicznych przekrojów poprzecznych lub zmiany w siedliskach roślinnych i zwierzęcych. Z punktu widzenia holistycznego podejścia do koryta rzecznego byłoby zasadne decydować o doborze przepływu miarodajnego, mając do dyspozycji nie tylko wartość przepływu miarodajnego, która musi być każdorazowo wyznaczana ze względów bezpieczeństwa, lecz znać również inne wartości przepływów, w tym wypadku wartość przepływu dominującego i brzegowego, które pokazywałyby bezpośrednią reakcje rzeki wzdłuż danego odcinka na zmiany spowodowane różnymi stanami. Wówczas, dla danego cieku, można by uwzględniać nie tylko przepływ oparty na obliczeniach hydrologicznych w zlewni, ale także przepływ ujmujący w sobie procesy korytotwórcze, poprzez wyznaczenie wielkości transportu rumowiska dennego oraz określenie wpływu zmian przepływu na morfologię brzegów oraz stan wartości przyrodniczej w ich rejonie. W konsekwencji projektując lokalne lekkie ubezpieczenia brzegowe nie trzeba by trzymać się wyłącznie wartości miarodajnej wyznaczanej li tylko w oparciu o prawdopodobieństwo, lecz oprzeć się na faktycznych zmianach morfologicznych wzdłuż rozpatrywanego odcinka rzeki wspierając się jednocześnie wiedza o reakcji środowiska na frekwencje zalewów. W ten sposób można by nie tylko zabezpieczyć dany rejon przed zalewami, lecz postarać się o uwzględnienie naturalnej morfologii rzeki włączając w to wrażliwość przyrodnicza roślin i zwierząt. Z punktu widzenia inżynierskiego jest to nieco trudniejsze zadanie, lecz gdy zaczynamy rozumieć kurczące się zasoby naturalne koryt rzek i potoków górskich oraz ginąca faunę i florę terenów zalewowych, może warto wysilić się na tego typu podejście, zwłaszcza, gdy nie mamy do czynienia z wyjątkowo odpowiedzialnymi budowlami przeciw powodziowymi, zaporami lub jazami a

wymagane jest od nas utrzymanie koryta rzecznego w stanie nie tylko bezpiecznym, lecz także zbliżonym jak najbardziej do natury.

2. PRZEGLĄD LITERATURY DOTYCZĄCEJ PRZEPŁYWU KORYTOTWÓRCZEGO Q_{dd} I BRZEGOWEGO Q_b

2.1.PRZEPŁYW KORYTO TWÓRCZY (ZWANY RÓWNIEŻ DOMINUJĄCYM)

Pojęcie przepływu korytotwórczego (dalej oznaczanego jako Q_{dd}) zostało wprowadzone przez Schaffernka w roku 1922 [Schaffernak 1922], który określił go jako przepływ powodujący w ciągu dłuższego czasu maksymalny transport rumowiska. Z czasem, ta bardzo ogólna definicja ulegała modyfikacjom i uzupełnieniom. Marlette i Walker [1968] definiują Q_{dd} jako przepływ, powyżej którego połowa (z ilości wyliczonej teoretycznie) rumowiska wleczonego zostanie przemieszczona w cieku na dowolną odległość. Poziom wody odpowiadający Q_{dd} nazywają "stanem budowy koryta cieku". Przepływ Q_{dd} autorzy ci wyznaczają na podstawie krzywej konsumcyjnej dla wybranego przekroju poprzecznego rzeki. Według Prusa-Chacimskiego [Nixon 1959] przepływ kształtujący koryto jest odpowiednikiem średniej rocznej wody, ponieważ przepływ ten występuje w proporcji 20-25% w stosunku do ogółu przepływów w cieku. Lambor [1971] uzupełnia z kolei definicję Schaffernaka twierdząc, że Q_{dd} to stan lub przepływ, który najbardziej wpływa na formowanie się koryta rzecznego, a więc także, przy którym koryto ulega największym przeobrażeniom. Mordziński [1972] uważa, że przepływ korytotwórczy to przepływ, który trwając jako stały przez pewien czas (np. przez rok), powoduje takie same deformacje koryta jak seria zmiennych przepływów naturalnych. Lambor [1971] i Mordziński [1986] zmiany wymiarów geometrycznych koryta cieku tłumaczą pojawieniem się właśnie tego przepływu. Bray [1975] definiuje Q_{dd} jako przepływ stały, mogący „utrzymać średnie proporcje geometryczne w ruchomym dnie kanału otwartego" co oznacza, że Q_{dd} charakteryzuje się zdolnością transportowania rumowiska w korycie rzeki przy jednoczesnym utrzymaniu stałej głębokości, szerokości i spadku. Wielu autorów pojęcie przepływu korytotwórczego wiąże z pojęciem przepływu brzegowego. Na przykład Nixon [1959] na podstawie wyników analizy 29 rzek i potoków angielskich traktuje przepływ brzegowy jako korytotwórczy. Leopold [Nixon 1959] wyraża pogląd, że Q_{dd} powinien być szacowany za pomocą przepływu brzegowego, a pojawić się może w okresie 1,5-rocznym cyklu hydrologicznego. Prins i de Veris [1971] łączą przepływ korytotwórczy z brzegowym poprzez spadek i szerokość cieku w linii zwierciadła wody. Podobnie czyni Carling [1988], definiując Q_{dd} jako przepływ transportujący większość rumowiska w strumieniu będącym bliskim warunkom ustalonym i wyrażając Q_{dd} w stosunku procentowym przepływu brzegowego.

Wyznaczaniem Q_{dd} zajmowali się przede wszystkim geomorfologowie amerykańscy Wolman i Miller [1960], koncentrując się na częstotliwości występowania przepływów w ciągu określonego czasu (stosownie długiego z hydrologicznego punktu widzenia) oraz na implikacjach geomorfologicznych tego zjawiska. Analiza ilości transportowanego materiału przez rzekę prowadzi cytowanych autorów do wniosku, że największa ilość rumowiska transportowana jest przez wodę występującą średnio co 2 lata (jest to woda o prawdopodobieństwie wystąpienia *p* równym 50%). Twierdzą też, że za zmiany w geometrii przekroju odpowiedzialne są przepływy niższe niż przepływ brzegowy lub mu bliskie przy których przekroczone są naprężenia krytyczne ruchu rumowiska, a także, że częstotliwość występowania takich przepływów ma zasadniczy wpływ na zmiany przekroju poprzecznego cieku. Oznacza to, że przyczyną zmian morfologicznych koryta rzeki są przepływy występujące częściej, w efekcie trwające dłużej, a nie wody katastrofalne pojawiające się raz na 100 i więcej lat. Metoda Wolmana i Millera sprowadza się do analizy transportu rumowiska rzecznego wraz z analizą częstotliwości występowania przepływów w cieku. Autorzy ci sugerują, że określenie tych zależności dla dowolnego cieku może stanowić podstawę wykreślenia krzywej transportu rumowiska i krzywej częstotliwości przepływu oraz skonstruowania wspólnej krzywej przez przemnożenie odpowiednich wartości rzędnych obu tych funkcji. Wielkość maksymalna uzyskana z w ten sposób zbudowanej krzywej, będzie według Wolmana i Millera odpowiednikiem przepływu mającego największy wpływ na ewentualne zmiany w geometrii przekroju poprzecznego cieku, czyli przepływu Q_{dd}, odpowiedzialnego za większość transportowanego rumowiska. Wolman i Miller uważają bowiem, że przepływ rzędu kilkudziesięciu procent przepływu brzegowego jest wystarczający by uznać go pod tym względem za dominujący. Wody zaś katastrofalne są odpowiedzialne często za kształt całych dolin rzecznych, przecinanie meandrów, odkładanie się ogromnych ilości materiału dennego w różnych miejscach, uskoki terenowe, obsunięcia skarp, podmycia czy też dewastacje koryt. Są to zapewne powody, dla których przepływy katastrofalne niejednokrotnie kojarzy się z przepływami powodującymi zmiany morfologiczne koryt cieków. Sporadyczność występowania wód katastrofalnych zdaniem cytowanych autorów nie ma jednak wpływu (lub, ma znikomy) na codzienne, cotygodniowych i coroczne zmiany geometrii przekroju poprzecznego cieku w skali mikro. Skala makro odnoszona jest przez nich do doliny rzecznej czy też zlewni, a skala mikro do samego cieku i jego brzegów. Wyniki analizy transportu rumowiska uzyskanych przez Wolmana i Millera wykazują, że największe zmiany w cieku zachodzą podczas przepływów średnich, lecz występujących relatywnie często, innymi słowy: podczas przepływów dominujących. Metoda Wolmana i Millera była testowana przy obliczeniach przepływu dominującego w potokach polskiego Podkarpacia w zlewniach rzeki Raby [Radecki-Pawlik 1994] dając zadowalające rezultaty.

Najczęściej stosowane metody wyznaczania przepływu korytotwórczego zarówno graficzne jak i w postaci formuł obliczeniowych proponowane przez różnych autorów (polskich i zagranicznych) można znaleźć w książce Radeckiego-Pawlika „Hydromorfologia rzek i potoków górskich” z roku 2014.

2.2. PRZEPŁYW BRZEGOWY

Pojęcie stanu i przepływu brzegowego jest spotykane zarówno w literaturze polskiej jak i obcojęzycznej. Według Lambora [1971] przepływ brzegowy bardzo silnie wpływa na formowanie koryta rzecznego, a do jego wyznaczenia potrzebna jest krzywa konsumcyjna (objętości przepływu) oraz krzywa częstotliwości przepływów. Podobną definicję podają Brzeziński i Ozga-Zielińska [1997] twierdząc, że przepływ brzegowy wpływa nie tylko na formowanie się przekroju poprzecznego cieku, ale także kształtuje jego układ poziomy. Wołoszyn i inni [1994] definiują stan wody brzegowej jako stan wypełniający główne koryto rzeki do krawędzi brzegów. Powyżej tego stanu woda występuje z koryta i zalewa teren doliny rzecznej. Podobną definicję podali w swoich pracach Woodyer [1968], Prins i De Vries [1971], Williams [1978] i Andrews [1980]. Niektórzy badacze z tych badaczy określając poziom wody brzegowej (opierając się głównie na względnej częstotliwości wylewu), rozpoznają co najmniej dwa różne typy terenów zalewowych: „aktywny" i „nieaktywny". Typ „nieaktywny" terenu zalewowego, zwany także tarasem nieaktywnym, jest zalewany tak rzadko, że przez dłuższy czas procesy aluwialne mają znikomy wpływ na jego kształt. Typ „aktywny" stanowi powierzchnię zalewową, która jest tworzona i ewentualnie niszczona przez rzekę, jednak kształtuje się w stosunkowo krótkim czasie (około 10 lat). Według Nixona [1959] i Williamsa [1978] przepływ brzegowy nie ma wspólnej częstotliwości powtarzania się i powinien być wyznaczany do poziomu obejmującego „aktywny" obszar zalewowy. Na niektórych obszarach „aktywny" teren zalewowy może być traktowany jako powierzchnia dna doliny (z ang. valley flat), podczas gdy na innych obszarach jako względnie wąska (1-3 m), raczej niepozorna powierzchnia umiejscowiona niżej o kilka metrów od właściwej powierzchni doliny. Takich powierzchni może być kilka. Rozmieszczone są one na różnych wysokościach, w zależności od położenia kolejnego punktu wykształcenia brzegu (z ang. bank-top), i zazwyczaj nazywane są tarasami brzegowymi lub ławkami (z ang. benches). Jeżeli powierzchnia doliny stanowi „nieaktywny" teren zalewowy, jeden z tarasów prawdopodobnie odpowiada „aktywnemu" terenowi zalewowemu. Tarasy te mogą być w niektórych miejscach nieciągłe. Część koryta rzeki, położona niżej od „aktywnego" terenu zalewowego, zazwyczaj jest słabo porośnięta przez roślinność lub całkowicie jej pozbawiona. Niektórzy naukowcy uwzględniają w swych definicjach oddziaływanie przepływu brzegowego na kształt i rozmiar przekroju poprzecznego oraz deformację koryta cieku. Wolman [1955] zaproponował wyznaczenie wysokości wody brzegowej na poziomie elewacji, w której proporcja szerokości kanału do jego głębokości osiąga wartość minimalną. Według Rileya [1972] wartość liczbowa przepływu brzegowego wyznaczona na podstawie definicji Wolmana jest poprawna w przypadku koryt o kształtach prostokątnych, natomiast niedostatecznie dokładna dla przekrojów z łagodnie pochylonymi brzegami. Cytowany autor zaproponował wprowadzenie tzw. „indeksu tarasowego", którego pierwsza wartość maksymalna odpowiada poziomowi wody brzegowej. Zdaniem Rileya określenie dolnej granicy roślinności wysokiej może okazać się pomocne w określeniu poziomu brzegu. Schumm [1960, 1968], Bray [1972] oraz Pickup i Warner [1976] definiują przepływ brzegowy na podstawie wzoru Gaucklera-Manninga, który uwzględnia powierzchnię przekroju poprzecznego koryta, szerokość zwierciadła wody oraz spadek zwierciadła wody w przekroju. Jednym z ciekawszych sposobów wyznaczenia stanu brzegowego jest określenie jego wartości

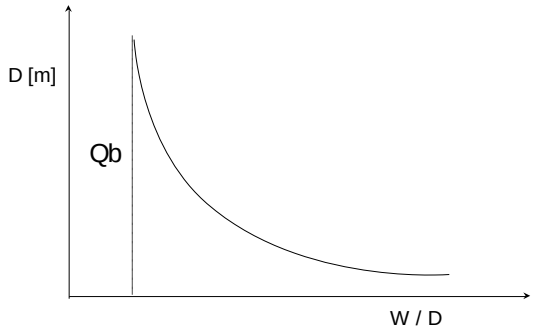
za pomocą wskaźników roślinnych. Na podstawie analizy występowania roślinności w korycie cieku Woodyer [1968] uznał, że rodzaj roślinności na poszczególnych tarasach brzegów ma związek z przepływami wód o określonym prawdopodobieństwie występowania. Metodę Woodyera należy traktować jako metodę biologiczną, ponieważ indeksem w tej metodzie są rośliny. Woodyer wyróżnił trzy elewacje na brzegu koryta: niską, średnią i wysoką, które porośnięte są charakterystyczną roślinnością (elewacja wysoka) lub cechuje je brak roślinności (elewacja niska). Stan wody brzegowej wyznacza elewacja wysoka. W przypadku, gdy występują trudności z wyznaczeniem elewacji wysokiej (np. z powodu braku roślinności), przepływ brzegowy ustala się do poziomu elewacji średniej (Radecki-Pawlik i in. 2000). W roku 2008 Radecki-Pawlik i Skalski (również w Radecki-Pawlik i Skalski 2007) zaproponowali inna metodę biologiczna wyznaczenia wartości przepływu brzegowego, tym razem oparta na indeksie związanym z wielkością zwierząt makrobezkręgowych, a konkretnie zgrupowań biegaczowatych (Coleoptera: Carabidae) które nazwali indeksem IBA [Radecki-Pawlik Skalski 2008, również 2007]. Wielkość tego indeksu związana jest z długością ciała zwierząt żyjących w zróżnicowanych warunkach zalewu woda. Radecki-Pawlik [2002, 2010] sugeruje żeby za wartość przepływu brzegowego nie przyjmować jednej wielkości, lecz raczej szukać jej w przedziale wyznaczonym przy udziale wielu metod obliczeniowych i decydować o konkretnej liczbie na podstawie wyników obliczeń z udziałem metod biotycznych i a-biotycznych. Poniżej przedstawiono przykłady szczegółowego opisu kilku metod wyznaczania przepływu brzegowego za pomocą różnych metody analitycznej z uwzględnieniem metod biotycznych.

Metoda Wolmana

Metoda ta bazuje na określeniu parametrów morfometrycznych koryta cieku. Poziom wody brzegowej wyznaczany jest w miejscu gdzie wartość liczbowa ciągu R_w który reprezentująca stosunek szerokości koryta cieku W_i do głębokości D_i osiąga wartość minimalną:

$$R_w = \frac{W_i}{D_i} \; [-] \qquad i = 1,2,3..., n-1 \qquad (1)$$

gdzie (oznaczenia jak w oryginale Wolmana): R_w – ciąg liczbowy [-], W_i – szerokość koryta odpowiadająca danej głębokości [m], D_i – głębokość wody [m].



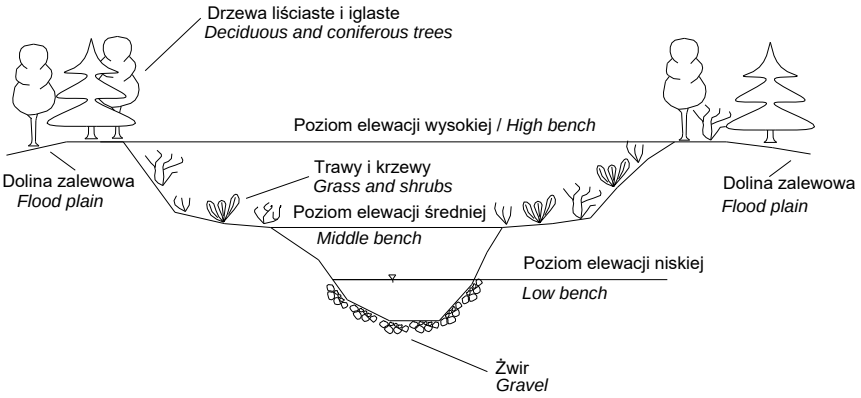
Ryc. 1. Schemat obliczeniowy do obliczenia przepływu brzegowego metodą

Wolmana.Według Wolmana [1955], wstawiając kolejne wartości głębokości koryta rzecznego w odstępach nie większych niż 1m i odpowiadające im szerokości koryta otrzymujemy ciąg liczb z których jedna osiąga wartość najmniejszą. Ta minimalna wartość wyznacza poziom

wody brzegowej, której odpowiada określona głębokość wody wypełniającej koryto. Odstęp pomiędzy kolejnymi wartościami głębokości powinien być ustalony na podstawie znajomości warunków terenowych. Przepływ brzegowy obliczamy jak w metodzie Wołoszyna na podstawie parametrów hydraulicznych koryta cieku.

Metoda Woodyera

Metoda ta polega na wyróżnieniu w korycie cieku charakterystycznych stref występowania roślinności. Woodyer [1968] wyróżnia w ciekach w zależności od zróżnicowania roślinności lub jej braku trzy podstawowe elewacje (tarasy) nazwane: elewacją wysoką, elewacją średnią i elewacją niską (ryc. 2, fot. 1). Elewacja niska odsłania się podczas najniższych stanów wody. W przedłużających się okresach suszy na poziomie tej elewacji daje się zauważyć występowanie porostów. Jednak zazwyczaj jest to strefa nieporośnięta lub pokryta cienką warstwą traw. Osady korytowe występujące w tej elewacji to głównie piaski, żwiry i otoczaki. Wyróżnienie poziomu elewacji niskiej bywa kłopotliwe ponieważ jest to poziom bardzo słabo widoczny. Przy wyznaczaniu przepływu brzegowego poziom elewacji niskiej jest pomijany.



Ryc. 2. Schemat obliczeniowy do metody Woodyera

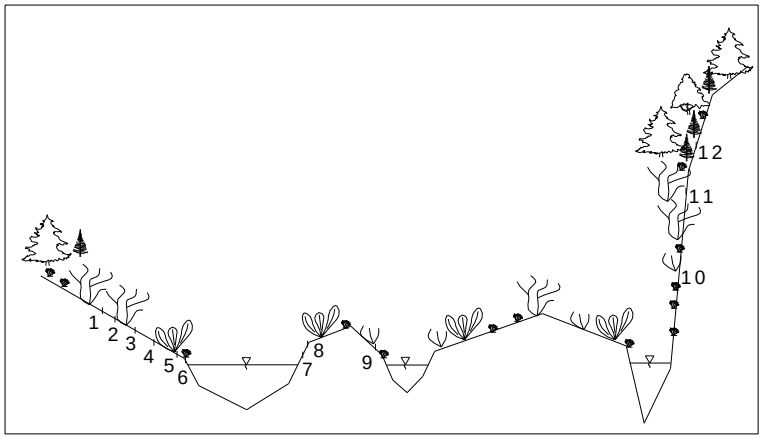
Elewacja niska Elewacja średnia Elewacja wysoka

Fot. 1. Elewacje do metody Woodyera

Elewacja średnia obejmuje poziom powyżej którego występuje roślinność lądowa, głównie dobrze wykształcona roślinność trawiasta i krzaczasta. Zazwyczaj jest to roślinność o większym zapotrzebowaniu na wodę i wytrzymała na krótkotrwałe zalewy spowodowane zmiennymi przepływami. Woodyer, na podstawie poziomu elewacji średniej, określił częstotliwość występowania przepływu jako wodę pojawiającą się co 1,02 do 1,21 lat. Początek elewacji wysokiej stanowią większe krzewy oraz pas drzew, zarówno w początkowym jak również zaawansowanym stadium rozwoju. Jest to strefa zazwyczaj dobrze rozwinięta, powyżej której jest tylko dolina zalewowa. W przypadku braku jakichkolwiek wskaźników za poziom elewacji wysokiej należy przyjąć poziom brzegu doliny rzecznej. Cechą charakterystyczną roślinności występującej w tej elewacji jest odporność na długotrwały zalew. Przepływ mieszczący się w elewacji wysokiej występuje co 1,24 do 2.69 lat. W metodzie Woodyera przepływ brzegowy wyznacza się do poziomu elewacji wysokiej. W przypadku gdy ustalenie poziomu elewacji wysokiej jest niemożliwe za poziom wody brzegowej należy przyjąć poziom elewacji średniej lub niskiej.

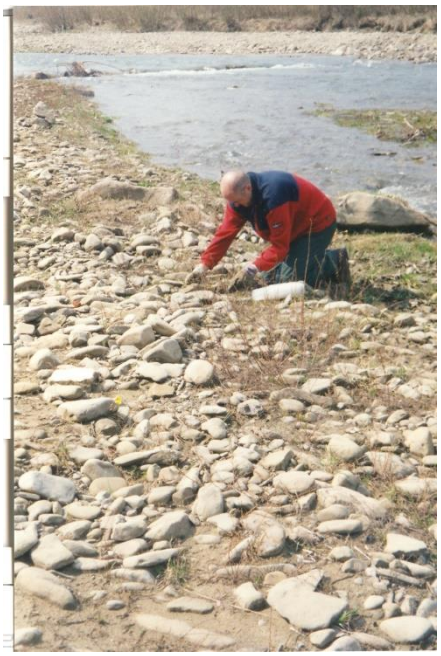
Metoda Radeckiego-Pawlika i Skalskiego

Przy wyznaczeniu zasięgu wody brzegowej korzysta się z badań ilościowych chrząszczy (Coleoptera: Carabidae), z zastosowaniem pułapek Barbera [Radecki-Pawlik, Skalski 2008, Skalski i in. 2020]. Na powierzchni badawczej zakłada się pułapki ziemne ułożonych w linii, biegnących wzdłuż biegu rzeki górskiej. Każdy rząd zawiera po 10 pułapek ziemnych ułożonych w odstępach pięciometrowych. Poszczególne rzędy pułapek lokalizuje się na powierzchniach różniących się właściwościami fizycznymi, związanymi z wartościami przepływu brzegowego i frekwencji zalewów (rys. 3). Wartości przepływu wyznacza się w oparciu o analizy parametrów abiotycznych, głównie związanych z morfologią przekroju poprzecznego cieku oraz z prawdopodobieństwem pojawienia się przepływu. Do obliczenia wartości głębokości wody brzegowej korzysta się z postulatów Woodyera.



Ryc. 3. Schemat rozmieszczenia pułapek Barbera do metody Radeckiego-Pawlika i Skalskiego

(1,2,3.....12 – numery kolejnych pułapek na różnych elewacjach zalewu)



Fot. 2. Instalacja pułapek Barbera do metody Radeckiego-Pawlika i Skalskiego

Bezpośrednie wyznaczenia wartości przepływu brzegowego (a ściśle jego zasięgu), oparta jest na indeksie związanym z wielkością zwierząt makrobezkręgowych, a konkretnie zgrupowań biegaczowatych (Coleoptera: Carabidae) nazwanym indeksem IBA [Radecki-Pawlik Skalski 2008]. Wielkość tego indeksu związana jest z długością ciała zwierząt żyjących w określonych warunkach zalewu woda. Gdy podzielimy poszczególny przekrój poprzeczny rzeki na terasy o zróżnicowanym podłożu oraz zróżnicowanej roślinności (stosując układ zaproponowany przez Woodyera z tym ze elewacje wysoka nazwano terasa 3, elewacje średnia terasa 2, a elewacje niska - odpowiednio terasa 1 okazuje się ze na terasie zalewowej pierwszej przeważają gatunki najmniejsze, podczas gdy na terasach 2 i 3 dominuje rozkład normalny typowy dla większości zespołów. Radecki-Pawlik i Skalski [2008] wykazali ze
Indeks IBA można wyliczyć jako:

IBA = ilość osobników o rozmiarze mm / ilość osobników o rozmiarze mm

W ten sposób dla terasy 3-ciej (wysokiej) IBA jest <1, dla terasy 2-gij (średniej) IBA >= 1, a dla terasy 1-wszej (niskiej) IBA jest >> 1. Znajomość wartości tego indeksu pomaga zrozumieć zachowanie fauny w przekroju poprzecznym cieku oraz ułatwia pomoc w jej ochronie poprzez odpowiednie dobranie wysokości elewacji przepływu brzegowego. Metoda ta, podobnie jak metoda Woodyera, zalecana jest do stosowania jako wspomagająca, i każdorazowo jej wyniki powinny być porównane z wynikami metod a-biotycznych - opartych na morfometrii przekroju poprzecznego i/lub na obliczeniach hydraulicznych.

3. PODSUMOWANIE

W niniejszym tekście dokonano próby zestawienia dostępnych w literaturze polskiej i światowej metod wyznaczania przepływu dominującego Qdd i brzegowego Qb. Przepływ dominujący (znany też pod nazwą: korytotwórczy) i brzegowy proponuje się stosować równolegle z przepływem o określonym prawdopodobieństwie pojawienia się podczas ustalania tzw. przepływu miarodajnego. Pojęcia „przepływ dominujący" i „przepływ brzegowy" spotykane są i definiowane w literaturze od dawna, aczkolwiek stosowanie ich w praktyce, szczególnie w naszym kraju, jest niezmiernie rzadkie. Znajomość wartości omawianych przepływów może wpłynąć na zrozumienie procesów geomorfologicznych zachodzących w przekroju poprzecznym cieku jak i na zrozumienie zmian biologicznych w tymże przekroju. W konsekwencji inżynier posiada dodatkowe narzędzie podczas podejmowania decyzji o wyborze wartości przepływu miarodajnego, gdy w grę wchodzi zachowanie koryta rzecznego w stanie zbliżonym do natury. Jest to jednym z wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej.

BIBLIORGRAFIA

Bray D. J. 1975. Representative discharges for gravel-bed rivers in Alberta, Canada. Journ. of Hydrol., 27, 143-153.

Chow V. T. 1959. Open-Channel Hydraulics. McGraw-Hill, Inc

Carling P. A. 1988. The concept of the dominant discharge applied to two gravel-bed streams in relation to channel stability thresholds. Earth Surf. Proc. and Land., 13, 355-367.

Lambor J. 1971. Hydrologia in¿ynierska. PWN Warszawa.

Makkawiejew W. J. 1955. Rusło rieki i erozjia w jejo basjenije. Akademia Nauk ZSRR. Moskwa.

Marlette R., Walker H. 1968. Dominant discharge at plate Missouri confluence. Journ. of Wat. Div., 94, 5801-5805.

Mordziński St. 1972. Przepływ kształtujący koryto i metody jego wyznaczania. Wiad. Mel. i Użyt. Ziel., t. X, z. 4., 76-93.

Mordziński St. 1986. Wyznaczenie przepływu kształtującego koryto na postawie transportu rumowiska wleczonego. Gosp. Wodna, 9, 222-228.

Nixon M. 1959. A study of the bankfull discharge of rivers in England and Wales.Proc. of the Instit. of Civil Eng., 12, 395-425.

Pickup G., Warner R. F. 1976. Effects of hydrologic regime on magnitude and frequency of dominant discharge. Journ. of Hydrol., 29, 51-75.

Prins A., De Vries M. 1971. On dominant discharge concept of rivers. Proc. of XIV Congress of IAHR, 163-169.

Radecki-Pawlik A. 1994. Wyznaczenie przepływu kształtującego koryto rzeki górskiej na przykładzie rzeki Raby poniżej zbiornika Dobczyce. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, 143, 165-173.

Radecki-Pawlik A., Bichoński A., Latoń J. 2000. Metoda wskaźników roślinnych

Woodyera jako sposób określenia wartości przepływu brzegowego w potoku górskim. Zesz. Nauk. AR Kraków, 20, s.119-129.

Radecki-Pawlik A. 2002. Bankfull discharge in mountain streams: theory and practice.

Earth Surface Processes and Landforms, John Wiley and Sons, 27, 115-123.

Radecki-Pawlik A., Skalski T. 2008. A new concept to determinate bankfull discharge

using invertebrate communities - an example from the ochotnica stream, Polish Carpathians. Electronic Journal of Polish Agricultural Universities (EJPAU), t. 11, cz. 1, s.1-13

Radecki-Pawlik A., 2010. O metodach wyznaczania przepływu brzegowego.Gospodarka Wodna, 272-278

Radecki-Pawlik A., 2014. Hydromorfologia rzek i potoków górskich: działy wybrane. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego, s. 270.

Riley S. 1972. A comparison of morphometric measures of bankfull. Journ. of Hydrol. , 17, 23-30

Rżanicyn A. 1960. Morfołogiczeskije i gidrołogiczeskije zakonomiernosti strojenija rjecznoj sieti. Akademia Nauk ZSRR, Leningrad.

Schaffernak F. 1922. Neue Grundlagen fur die Berechnung der Geschiebefuhrung in Flusslaufen. F.Deuticke, Leipzig und Vien, 1-47.

Skalski T., Kędzior R., Radecki-Pawlik A. 2020. Riparian ground beetles in gravel bed rivers: validation of Invertebrate Bankfull Assessment method. Science of The Total Environment 707, 135572

Wierzbicki J. 1965. Elementy trasy regulacyjnej w świetle badań układu poziomego koryt rzecznych. Rozprawa doktorska. IBW Politechniki Warszawskiej, maszynopis.

Williams G. 1978. Bankfull discharge for rivers. Wat. Res. Research 4, Colorado, 1141-1153.

Woodyer K. D. 1968. Bankfull frequency in rivers. Journ. of Hydrol., 6, 114-142.

Wolman M. 1955. The natural channel of Brandywine Creek, Pennsylvania, U.S., Geological Survey Professional Paper, 271.

Wolman M., Miller J. 1960. Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes. Journ. of Geol., 68, 951-958.

Wołoszyn J., Czamara W., Eliasiewicz R., Krężel J. 1994. Regulacja rzek i potoków. WAR we Wrocławiu.

Ochrona siedliska przyrodniczego 6510 w warunkach postępującej antropopresji w dolinach rzecznych

Bogumiła Pawluśkiewicz, Piotr Dąbrowski

Katedra Kształtowania Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, SGGW w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

Europejska Strategia na rzecz Różnorodności Biologicznej 2030, opublikowana w maju 2020 roku, zakłada odbudowę różnorodności biologicznej Europy. Ma to być integralną częścią Zielonego Ładu - strategii rozwoju gospodarczego UE na lata 2021-2027. Przewiduje się ściślejszą ochronę zachowanych w dobrym stanie niezdegradowanych ekosystemów, zwiększenie powierzchni odbudowy z 20% do 30% ekosystemów będących w niezadawalającym stanie ochrony oraz wdrożenia wiążących mechanizmów prawnych. Przewidywane wsparcie finansowe w wysokości 20 mld Euro rocznie oraz przegląd śródokresowej oceny efektywności działań unijnej strategii na rzecz różnorodności biologicznej z 2015 r., który wykazał tendencje w zakresie presji na ekosystemy, wskazuje państwom członkowskim UE jakie działania zapobiegawcze i naprawcze należy podejmować by cel ten osiągnąć. Zakłada się bowiem, że będą one włączone do działań związanych z gospodarką i biznesem.

Wyniki oceny śródokresowej Strategii RB dowodzą, że nadal nie udało się wyeliminować wielu z spośród głównych presji wywieranych na ekosystemy łąkowe i mokradłowe oraz na usługi ekosystemowe. Spośród presji dla ekosystemów łąkowych, które stanowią istotne siedliska dla wielu gatunków roślin i zwierząt, w tym gatunków chronionych, przewiduje się bardzo szybki wzrost zagrożeń wynikających ze zmian klimatu oraz zanieczyszczenia i wzrostu ilości substancji biogennych. Wpływ na różnorodność biologiczną tych presji do tej pory był niewielki. Znaczną i nadal rosnącą presją jest natomiast zagrożenie zamiany siedlisk łąkowych na inny rodzaj użytków. Tendencje wzrostu zagrożenia zachowania nieleśnych siedlisk przyrodniczych upatruje się również w nadmiernej eksploatacji i występowaniu gatunków inwazyjnych, które wcześnie określane były jako średnie lub małe.

Stan ochrony siedliska przyrodniczego 6510 – Ekstensywnie użytkowane niżowe łąki świeże (*Arrhenatherion*) w Unii Europejskiej określa się jako niezadawalający (U1). Największy udział tego typu siedliska (46,7%) znajduje się w Polsce. Z tego też względu, jego zachowanie w naszym kraju ma istotne znacznie dla stanu ochrony tych siedlisk w Europie. Tymczasem zaledwie 20% siedlisk 6510 wykazuje właściwy stan ochrony. Znajdują się one głównie we wschodnich i południowo wschodnich regionach kraju (podlasie, polesie lubelskie i podkarpacie), w gminach w których dominuje typ rolnictwa tradycyjnego, o bardzo niskim poziomie rozwoju społeczno-gospodarczym. Planowany rozwój infrastruktury drogowej (m.in. Via Carpatia) obejmuje obecnie właśnie te regiony. Może mieć to wpływ nie tylko na bezpośrednie zmniejszenie powierzchni tych siedlisk, ale również na ich strukturę i funkcje w wyniku zaniku tradycyjnego sposobu gospodarowania spowodowanego zmianami właścicielskimi użytkowników gruntów.

W pracy przedstawiono na wybranych przykładach (Dolina Dolnego Sanu, Łąki Soleckie) zróżnicowany rodzaj presji na siedlisko przyrodnicze 6510 w dolinach rzecznych, które zapewniają wiele usług ekosystemowych m.in. takich jak retencjonowanie i filtracja wody oraz są źródłem dobrego jakościowo siana dla zwierząt gospodarskich. Przeprowadzone badania dowodzą, że wszystkie zabiegi gospodarcze przyczyniające się do ich utrzymywania muszą być ustalone indywidualnie dla każdego typu łąki i poszczególnego stanowiska, ponieważ tego rodzaju siedlisko przyrodnicze może występować w różnych układach glebowo-wodnych. Istnieje konieczność uszczegółowienia w pakietach rolno-środowiskowo-klimatycznych terminów koszenia, w zależności od składu botanicznego runi łąkowej, podobnie jak to dopracowano w pakietach dotyczących zachowania populacji różnych gatunków ptaków. W ocenie stanu zachowania siedliska 6510 proponuje się włączenie do oceny parametru struktura i funkcje - ekologicznych liczb wskaźnikowych, ponieważ pozwalają one na określenie trendów zmian warunków siedliskowych, a w konsekwencji kierunku sukcesji roślinnej.

Analiza zmian zagrożenia hałasem drogowym w obszarze NATURA 2000 Las Bielański w kontekście występowania awifauny

Agata Pawłat-Zawrzykraj*, Paweł Oglęcki, Konrad Podawca,

Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, 02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166, Poland,
agata_pawlat_zawrzykraj@sggw.edu.pl; pawel_oglecki@sggw.edu.pl; konrad_podawca@sggw.edu.pl

** Autor korespondencyjny: agata_pawlat_zawrzykraj@sggw.edu.pl*

Włączanie obszarów miejskich do sieci NATURA 2000 jest uzasadnione koniecznością ochrony bioróżnorodności, w tym cennych i unikalnych gatunków fauny i flory oraz siedlisk występujących na danym obszarze. Jednocześnie, obszary NATURA 2000 oraz inne tereny objęte ochroną przyrodniczą mają kluczowe znaczenie dla funkcjonowania systemu przyrodniczego całego miasta. Położenie obszarów NATURA 2000 w granicach dużego miasta wiąże się z nasilonym oddziaływaniem wielu negatywnych czynników, zarówno wewnętrznych jaki i zewnętrznych. Jednym z nich jest hałas drogowy. Celem pracy była analiza zmian w natężeniu hałasu oraz relacji między przestrzennym rozmieszczeniem zanieczyszczeń akustycznych i stanu awifauny obszaru NATURA 2000 Las Bieleński (PLH140041). Obiekt badań jest jednym z największych terenów zieleni w Warszawie, o wielofunkcyjnym znaczeniu, wyróżniający się pod względem stopnia naturalności zbiorowisk leśnych oraz różnorodności awifauny. Obszar jest położony w bezpośrednim sąsiedztwie głównych szlaków komunikacyjnych miasta. Do analizy wykorzystano mapy akustyczne dla Warszawy przedstawiające wskaźniki hałasu L_{DWN} i L_N dla lat 2007, 2012 i 2017. Dodatkowo wykonano własne pomiary poziomu hałasu w miejscach wyróżniających się pod względem zróżnicowania i liczebności awifauny, a jednocześnie reprezentujących charakterystyczne typy siedlisk, oraz wzdłuż dróg, będących głównym źródłem emisji hałasu drogowego. Analiza zmian w zanieczyszczeniu hałasem wykonana dla lat 2007-2017 wskazuje, że pomimo stopniowo zwiększającego się natężenia ruchu, negatywne zmiany w zasięgu i natężeniu hałasu nie są znaczne. Wynika to przede wszystkim z istniejącego pokrycia terenu. Występujące na terenie grąd oraz łęg wiązowo-jesionowy znacznie redukują poziom hałasu, nawet w bliskiej odległości od badanych dróg. Inwentaryzacja awifauny na terenie Lasu Bielańskiego potwierdziła występowanie wielu cennych gatunków. Badaniem awifauny objęto 19 gatunków ptaków leśnych, z których 5 stanowiło najcenniejsze i najrzadsze elementy lokalnej awifauny, natomiast 14 to gatunki kluczowe dla funkcjonowania biocenozy i jednocześnie decydujące o unikalności ekosystemu. Stan populacji większości analizowanych gatunków jest stabilny. Kluczowe dla tego obszaru gatunki wydają się adoptować do miejskich warunków bytowania. Nie zaobserwowano silnej korelacji pomiędzy rozmieszczeniem określonych gatunków, a natężeniem hałasu. Głównym czynnikiem decydującym o rozmieszczeniu i liczebności gatunków ptaków występujących na badanym obszarze jest typ i stan siedliska. Poziom hałasu wydaje się mieć mniejsze znaczenie. Dlatego w przypadku Lasu Bielańskiego należy skupić się na działaniach gwarantujących utrzymanie istniejącego stanu i przeciwdziałaniu pogarszaniu się stanu siedlisk, zwłaszcza łęgów wiązowo-jesionowych.

Słowa kluczowe: hałas drogowy, lasy miejskie, obszar NATURA 2000, ptaki, bioróżnorodność.

Zróżnicowanie materiału nasiennego wybranych gatunków roślin charakterystycznych dla cennych przyrodniczo siedlisk łąkowych w aspekcie prognozy sukcesu introdukcji

Maria Janicka[1], Bogumiła Pawluśkiewicz[2], Elżbieta Małuszyńska[3]

[1] *Katedra Agronomii, Instytut Rolnictwa, SGGW w Warszawie,*
[2]*Katedra Kształtowania Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, SGGW w Warszawie, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa*
[3]*Instytut Hodowli i Aklimatyzacji Roślin Państwowy Instytut Badawczy w Radzikowie*
maria_janicka@sggw.edu.pl

Powierzchnia cennych, pod względem florystycznym, półnaturalnych łąk w Polsce, podobnie jak i w wielu krajach europejskich, ulega systematycznemu zmniejszaniu. Główną przyczyną tego zjawiska jest zaniechanie dotychczasowego użytkowania, które prowadzi do niekontrolowanej sukcesji roślinnej w kierunku zbiorowisk o niskiej wartości przyrodniczej. Obecny stan ochrony siedlisk łąkowych i murawowych w naszym kraju, w regionie kontynentalnym (monitoring 2009-2016) wskazuje, że ponad 30% (o kodzie 6410, 6510), 40% (o kodzie 6210) i ponad 60% (o kodzie 6440) stanowisk charakteryzuje się złym stanem zachowania (U2). Działania podejmowane w celu odtwarzania zdegradowanych i zniszczonych ekosystemów łąkowych mają obecnie szczególne znaczenie, gdyż lata 2021–2030 zostały określone, decyzją Zgromadzenia Ogólnego ONZ jako „Dekada restytucji ekosystemów". Przywrócenie znacznej różnorodności florystycznej półnaturalnych łąk często wymaga wprowadzenia diaspor gatunków reprezentatywnych. Celem pracy była ocena morfometryczna oraz analiza zdolności kiełkowania nasion kluczowych gatunków flory naturalnej, czterech siedlisk przyrodniczych, chronionych Dyrektywą Siedliskową, występujących w dolinach dużych rzek.

Badaniami objęto 28 gatunków roślin, czterech nieleśnych siedlisk przyrodniczych występujących w dolinach rzek, tj. łąk selernicowych (6440), zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych (6410), nizinnych ekstensywnie użytkowanych łąk świeżych (6510) oraz muraw kserotermicznych (6210). Diaspory (owoce i nasiona) tych gatunków zebrano w III dekadzie września w trzech kolejnych okresach wegetacji, w latach 2015 – 2017, na łąkach Obszaru Specjalnej Ochrony Siedlisk - Doliny Dolnej Pilicy (PLH 140016), w pobliżu miejscowości Mniszew. Dokonano oceny morfometrycznej diaspor, ustalono masę 1000 diaspor oraz przeprowadzono analizę zdolności kiełkowania w warunkach laboratoryjnych, zgodnie z zasadami ISTA. W ramach tej analizy określono udział nasion kiełkujących, martwych, nieprawidłowo kiełkujących (np. bez prawidłowo wykształconego korzenia) oraz zdrowych niekiełkujących. Większość badanych gatunków do kiełkowania wymagała zmiennej temperatury i wcześniejszego chłodzenia.

Stwierdzono duże zróżnicowanie diaspor badanych gatunków pod względem ich wielkości i masy 1000 diaspor oraz zdolności kiełkowania w zależności od przebiegu warunków pogodowych w okresie wypełniania nasion. Katastrofalna susza w 2015 roku spowodowała zmniejszenie masy nasion i zdolności kiełkowania oraz zwiększenie udziału

nasion martwych. Uzyskane wyniki zdolności kiełkowania wskazują, że dobrą zdolnością kiełkowania, niezależnie od roku (średnio za okres badań powyżej 65%) odznaczało się 10 spośród 28 badanych gatunków. Wśród nich są przedstawiciele wszystkich siedlisk przyrodniczych: *Lychnis flos-cuculi* (6410), *Allium angulosum* (6440), *Daucus carota* (6510), *Leontodon autumnalis* (6510), *Achillea millefolium* (6510), *Plantago lanceolata* (6510), *Rumex acetosa* (6510), *Verbascum thapsus* (6210), *Artemisia campestris* (6210) i *Veronica longifolia* (gatunek charakterystyczny dla związku *Filipendulion*). Niską zdolnością kiełkowania (średnio poniżej 30%) charakteryzowało się 9 gatunków. Były to: *Sanguisorba officinalis* (6410), *Cnidium dubium* (6440), *Centaurea stoebe* (6210) oraz *Linaria vulgaris*, *Potentilla erecta* i *Armeria maritima*, których materiał nasienny zawierał duży udział nasion martwych. A także: *Geranium pratense* (6510), *Lathyrus pratensis* (6510) i *Trifolium pratense* (6510) – gatunki o dużym udziale nasion uśpionych (świeżych, które nieskiełkowały).

Zawartość rtęci w wierzchnich warstwach gleb wybranego obszaru na terenie Mazowieckiego Parku Krajobrazowego

M. J. Małuszyński[1], I. Małuszyńska[2]

[1] *Katedra Kształtowania Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska SGGW w Warszawie,* marcin_maluszynski@sggw.pl,

[2] *Centrum Wodne SGGW* ilona_maluszynska@sggw.pl

Rtęć z powodu dużej toksyczności samego pierwiastka jak też i jego związków, stanowi istotne zagrożenie dla środowiska naturalnego człowieka, w szczególności dla środowiska gruntowo-wodnego. Dodatkowym zagrożeniem jest możliwość akumulacji rtęci w różnych elementach środowiska.

Gleba to jeden z ważniejszych elementów środowiska przyrodniczego, który stanowi główne ogniwo w obiegu rtęci. Obieg tego pierwiastka wiążę się zarówno z naturalnie zachodzącymi w środowisku procesami, jak i działalnością człowieka. Występowanie rtęci w środowisku przyrodniczym stwarza szczególnie duże ryzyko ponownej kumulacji tego pierwiastka w wyniku jego reemisji.

Celem badań było określenie zawartość rtęci w wierzchnich warstwach gleb pobranych z obszaru i otuliny Mazowieckiego Parku Krajobrazowego, jako potencjalnego źródła reemisji tego pierwiastka do środowiska.

W pracy przedstawiono wyniki badań zawartości rtęci w wierzchniej warstwie gleb z terenów przyległych do szlaków komunikacyjnych przebiegających przez obszar Mazowieckiego Parku Krajobrazowego i jego otuliny. Zawartość rtęci w analizowanych próbkach gleb pobranych z obszaru Mazowieckiego Parku Krajobrazowego mieściła się w zakresie od 0,082 mgHg/kg s.m. do 0,183 mgHg/kg s.m., a w glebach z otuliny wartości te były nieco wyższe i mieściły się w zakresie od 0,125 mgHg/kg s.m. do 0,362 mgHg/kg s.m..

W celu uniknięcia niekontrolowanej reemisji, a w konsekwencji możliwej kumulacji tego metalu ciężkiego w środowisku niezbędne jest dalsze monitorowanie poziomu zanieczyszczenia rtęcią, zarówno w glebie, wodach powierzchniowych jak i innych elementach środowiska.

Słowa kluczowe: rtęć, obszary chronione, Mazowiecki Park Krajobrazowy, gleba

Zarządzanie obszarami Natura 2000 na przykładzie Małopolskiego Przełomu Wisły

Jacek Florek, Leszek Książek, Maciej Wyrębek

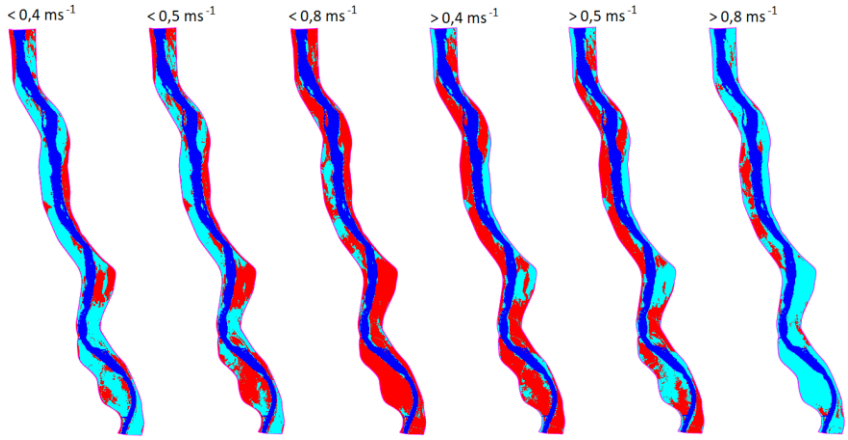
Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

Obszar Małopolskiego Przełomu Wisły jest uważany za część korytarza ekologicznego rangi europejskiej. Ukształtowanie terenu tworzy naturalne zwężenia doliny a dopływ Sanu dodatkowo urozmaica układ korytowy dostarczając dynamiki temu odcinkowi [Strużyński i in. 2020]. Powódź w roku 2010 wraz z jej ekonomicznymi konsekwencjami spowodowała powtórne zainteresowanie Wisłą między innymi wśród mieszkańców i lokalnych samorządów [Książek i in. 2020]. Działania na tym obszarze ujawniły potencjalną strefę konfliktu pomiędzy potrzebą ochrony przyrody na obszarach Natura 2000 i ochrony przeciwpowodziowej (Rys. 1).

Rys.1. Potencjalna strefa konfliktu obszaru ochrony przeciwpowodziowej z obszarem siedlisk, odcinek Wisły w rejonie Zawichostu; a) minimalna szerokość aktywnego przekroju poprzecznego dla przepływu Q1%, b) obszar objęty ochroną, c) strefa kolizji [Książek i in. 2020]

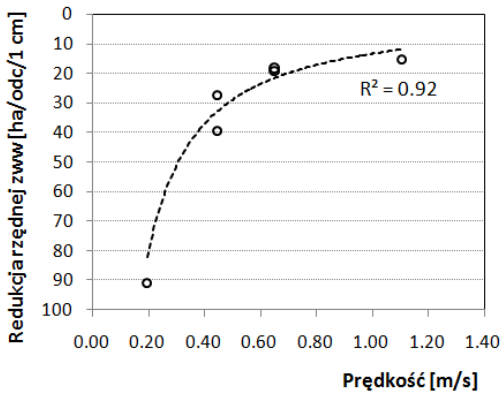
W rozumieniu obowiązującego prawa zarządzający wodami odpowiada za bezpieczne przeprowadzenie fali powodziowej i musi podjąć czynności do zabezpieczenia przeciwpowodziowego obszaru znajdującego się pod swoim zarządem. Z drugiej strony, niezależnie od przyczyn, każda ingerencja pogarszająca warunki obszarów ochrony natury (w tym obszarów Natura 2000) jest na terenie Unii Europejskiej naruszeniem prawa narzucającym konieczność przywrócenia pierwotnego stanu, sprzed ingerencji, kompensacji a w przypadku braku możliwości odtworzenia powodem do nałożenia wysokich kar pieniężnych na państwo członkowskie. Wobec tego konieczne stało się wypracowanie mechanizmów minimalizujących wpływ ingerencji na tych obszarach. W tym celu przeprowadzono wariantowe symulacje numeryczne wraz z analizą przestrzenną, w których ingerencje na terasach zalewowych ograniczono każdorazowo do zdefiniowanego przedziału prędkości ruchu wody na terasie zalewowej. W pracy wykorzystano skalibrowany dwuwymiarowy model umożliwiający symulację parametrów hydraulicznych przepływu wody [Florek i in. 2020] zintegrowany z danymi przestrzennymi.

Analiza wyników modelowania numerycznego 2D umożliwiła wyodrębnienie obszarów, na których efekty ingerencji dają największe możliwości obniżenia fali powodziowej. Zweryfikowano założenie, że powierzchnie o największym wpływie na układ zwierciadła wody zlokalizowane są poza strefą przylegającą do koryta rzeki (strefa interakcji) i działania tylko w tym obszarze nie spełnią zasady minimalnej ingerencji na obszarach objętych ochroną. Najkorzystniejszy efekt redukcji na rzędnych zwierciadła wody uzyskano dla obszarów gdzie prędkość przepływu $v > 0{,}4\ ms^{-1}$ (Rys. 2).



Rys.2. Prace utrzymaniowe wg kryterium prędkości, oznaczenia: kolor niebieski - koryto główne, turkusowy - obszar bez zmian, czerwony - prace utrzymaniowe

Dla rozpatrywanego odcinka rzeki Wisły zależność redukcji rzędnej zwierciadła wody na jednostkową powierzchnię [m/ha] od prędkości przepływu wody opisana jest rozkładem wykładniczym (Rys. 3).



Ryc.3. Efektywność prac utrzymaniowych na terasach zalewowych Wisły na odcinku Małopolskiego Przełomu Wisły w zależności od prędkości średniej przepływu wody

Stwierdzono, że możliwe jest uzyskanie dokładnie zaplanowanego efektu obniżenia rzędnej zwierciadła wody poprzez określenie wielkości i lokalizacji obszarów przeznaczonych do prac utrzymaniowych. W przypadku obszarów objętych ochroną można uniknąć negatywnego oddziaływania prac utrzymaniowych na terasach zalewowych poprzez wskazanie lokalizacji oraz wielkości obszarów zastępczych, minimalizując strefę konfliktu wynikającą z potrzeby zapewnienia ochrony przeciwpowodziowej na odpowiednim poziomie i ingerencji w obszary objęte ochroną.

Literatura:

Florek J., Wyrębek M., Woś A., 2020, Dominant Hydraulic Conditions in the 2-D Model—Vistula River from Zawichost to Słupia Nadbrzeżna, in: Kalinowska M., Mrokowska M., Rowiński P. (eds) Recent Trends in Environmental Hydraulics, GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences, Springer, 53-66, doi:10.1007/978-3-030-37105-0_5

Książek L., Florek J., Wyrębek W., 2020, Analiza przepustowości rzeki Wisły na obszarze chronionym, Analysis of the Vistula River capacity in the protected area, Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus, 19 (2) 2020, 87–100, doi:10.15576/ASP.FC/2020.19.2.87

Strużyński A., Wyrębek M., Nowak A., Woś A., Florek J., Książek L., 2020, Sand island reshaping in response to selected discharges: The Vistula River returning to its natural state, in: Kalinowska M., Mrokowska M., Rowiński P. (eds) Recent Trends in Environmental Hydraulics. GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences, Springer, Cham, 263-275, doi:10.1007/978-3-030-37105-0_23

Ocena bioróżnorodności makrofitów rzecznych w oparciu o niepełną próbę Statystyczne wsparcie decyzji środowiskowych

Anna Budka

Katedra Metod Matematycznych i Statystycznych, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Decyzje środowiskowe są często efektem długotrwałych analiz bioróżnorodności. Ocena bioróżnorodności stanowi istotny element waloryzacji przyrodniczej. Aby prowadzona inwentaryzacja uwzględniała pełną liczbę gatunków w ekosystemie, konieczna jest realizacja prac terenowych w bardzo szerokim zakresie. Co więcej, wiele gatunków reprezentowanych jest w badanym środowisku przez nieliczne populacje lub nawet pojedyncze osobniki. Istnieje zatem poważne zagrożenie, że zostaną one pominięte w trakcie wizji terenowych. Inwentaryzacja przyrodnicza w oparciu o niepełne dane może prowadzić do niewłaściwej waloryzacji i błędnych decyzji środowiskowych.

W świetle wymagań Ramowej Dyrektywy Wodnej (Dyrektywa 2000/60/EC), podstawą oceny stanu ekologicznego wód są wskaźniki biologiczne wyznaczone na podstawie danych botanicznych a wskaźniki fizyczne, chemiczne i hydromorfologiczne mają jedynie charakter wspierający tę ocenę.

Metoda monitoringu rzek polskich oparta ilościowej i jakościowej ocenie składu gatunkowego makrofitów występujących w wodach realizowana jest od 2007 roku. Pozwala na określenie stopnia degradacji rzek, przede wszystkim w odniesieniu do ich trofii, presji która obecnie stanowi najważniejsze zagrożenie wód powierzchniowych. Jednocześnie jest to czynnik, na który rośliny wodne najsilniej reagują. Rozszerzenie tej metody o statystyczną analizę polegającą na estymowaniu liczby gatunków pominiętych w badaniach terenowych oraz zastosowanie rarefakcji (dla liczby stanowisk mniejszej niż zbadano w terenie) oraz ekstrapolacji (dla liczby stanowisk większej niż zbadano w terenie) może przyczynić się do podejmowania bardziej trafnych decyzji środowiskowych na podstawie dokładniejszych danych. Narzędzia te dają możliwość porównywania podstawowych wskaźników bioróżnorodności w celu rozróżnienia częstości występowania gatunków na danym teranie lub porównywania miedzy sobą różnych biocenoz pod względem konkretnego wskaźnika. Zaproponowane metody statystyczne zastosowane w inwentaryzacjach przyrodniczych pozwalają na oszacowanie asymptotycznej liczby gatunków występujących w biocenozie, z uwzględnieniem niewykrytych taksonów.

Ocena kompletności próby

W pracy **Budka i in., 2018**, zaproponowano zastosowanie do oceny kompletności próby estymatora *Chao2* (Chao i in., 2009) jako narzędzia do weryfikacji liczby gatunków makrofitów na stanowisku:

$$S_{est} = S_{obs}(1 - 1/t)Q_1^2/2Q_2, \qquad (1)$$

gdzie:

S_{est} – estymowane asymptotyczne bogactwo gatunkowe (estymator Chao2);

S_{obs} – obserwowane bogactwo gatunkowe;

t – liczba stanowisk badawczych;

Q_1 – liczba gatunków reprezentowanych dokładnie na jednym stanowisku;

Q_2 – liczba gatunków reprezentowanych dokładnie na dwóch stanowiskach.

Estymator m liczby stanowisk potrzebnych do osiągnięcia równości $S_{est} = S_{obs}$ wyliczono ze wzoru:

$$\boldsymbol{m} = \boldsymbol{t}x*, \tag{2}$$

gdzie:

gdzie $x*$ stanowi rozwiązanie równania $2Q_1(1+x) = exp\left[x\frac{2Q_2}{(1-1/t)Q_1+2Q_2/t}\right]$,

m – liczba dodatkowych stanowisk niezbędna do osiągnięcia S_{est}.

Estymator m_g liczby stanowisk potrzebnych do uzyskania $g\%$ z S_{est} obliczono na podstawie wzoru:

$$m_g \approx \frac{\log\left[1 - \frac{t}{(1-t)}\frac{2Q_2}{Q_1^2}(gS_{est} - S_{obs})\right]}{\log\left[1 - \frac{2Q_2}{(t-1)Q_1 + 2Q_2}\right]} \tag{3}$$

gdzie:

m_g – liczba dodatkowych próbek potrzebnych do osiągnięcia $g\%$ z S_{est}.

<u>Ocena bioróżnorodności rzeki</u>

Wykrytą niekompletność próby należy uwzględnić w badaniu bioróżnorodności siedliska. W literaturze (Chao i in., 2014) proponowana jest procedura oparta na zastosowaniu liczb Hilla w celu wykreślenia zintegrowanych krzywych rarefakcji/ekstrapolacji odpowiadających bogactwu gatunkowemu - ${}^{0}\Delta$, wykładniczemu indeksowi Shannon'a ${}^{1}\Delta$ i odwrotności indeksu Simpsona ${}^{2}\Delta$. Liczby Hill'a stopnia q dla danych „incydence" definiujemy następująco:

$$ {}^{q}\Delta = \left(\sum_{i=1}^{S} p_i^{q} \right)^{1/(1-q)}, q \geq 0, q \neq 1 \tag{4} $$

gdzie S oznacza liczbę wszystkich gatunków, p_i oznacza relatywną częstość i-tego gatunku w skupisku ($p_i=\pi_i/\sum\pi_i$ - prawdopodobieństwo wystąpienia tego gatunku/sumę prawdopodobieństw dla wszystkich gatunków).

Parametr q determinuje wrażliwość miary w odniesieniu do relatywnej częstości występowania w skupisku. Przyjmując q=0 uzyskujemy ${}^{0}\Delta = S$, co stanowi miarę bogactwa gatunkowego. Ze względów arytmetycznych w przypadku gdy q=1 wykorzystujemy wartość graniczną :

$$ {}^{1}\Delta = \lim_{q \to 1} {}^{q}\Delta = \exp\left(-\sum_{i=1}^{S} p_i \log p_i \right) \tag{5} $$

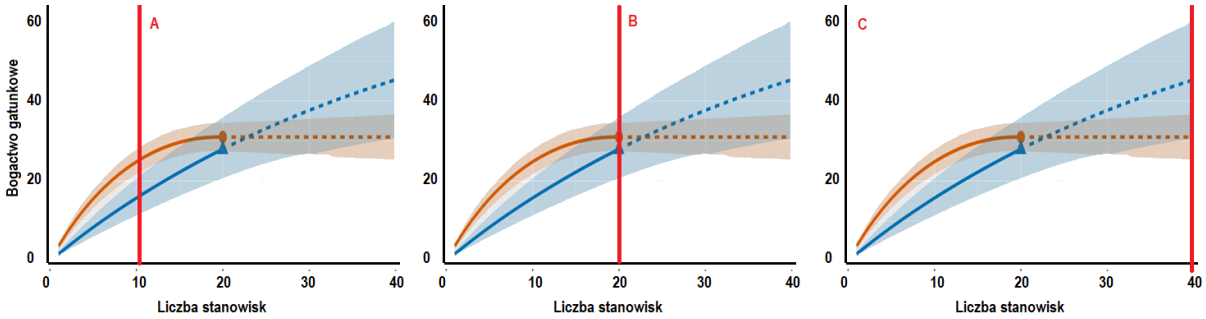
uzyskując w ten sposób wykładniczy indeks Shannon'a. W przypadku, gdy q=2 uzyskujemy odwrotność indeksu Simpsona postaci:

$$ {}^{2}\Delta = 1 / \sum_{i=1}^{S} p_i^2 \tag{6} $$

Powyższe współczynniki bioróżnorodności zmieniają się wraz z wielkością próbki, a co za tym idzie z jej kompletnością. Możliwe jest przedstawienie ich wartości oczekiwanych jako funkcji wielkości próby (lub pokrycia). Przy liczbie próbek dążącej do nieskończoności uzyskujemy (asymptotycznie) odpowiednie bioróżnorodności dla całego skupiska. Krzywe ilustrujące tak otrzymane funkcje, rosną wraz ze wzrostem kompletności próbki. Dla wielkości próbki mniejszej (rarefakcja) lub większej (ekstrapolacja) od rzeczywistej wielkości próby. W pracy Chao, 2014 przedstawiono estymatory dla pierwszych 3 liczb Hilla, pozwalające na uzyskanie odpowiednich krzywych. Rzeczywistą wielkość próby – liczbę stanowisk zbadanych w terenie – będziemy dalej nazywać wielością referencyjną. Proponowane estymatory uwzględniają także estymatory *Chao2* rzeczywistego bogactwa gatunkowego (Chao i in. 2014). W pracy Colwell et al. (2012), autorzy sugerują stosowanie ekstrapolacji dla nie większej wartości niż 2-3-krotność rzeczywistej wielkości próby. Daje to gwarancję, że uzyskiwane estymatory są niezawodne. Krzywe dla odpowiednich liczb Hilla uwzględniają tą zasadę, a stosowane w przykładach (Budka i in, 2018 oraz Budka i in.2019) estymatory mają dobre właściwości w przypadku rarefakcji i „short-range" ekstrapolacji. Dodatkowo wyznaczano metodą bootstrapową przedziały ufności dla opisywanych krzywych są zgodnie z metodyką publikacji (Chao i in. 2014). Stosowane w przykładach podejście bazuje na „Bernoulli product model".

Przykład 1. Rozważmy przykład przeprowadzania inwentaryzacji gatunków roślin na 20 stanowiskach (łąka uprawna – l Dolina Środkowej Noteci, Antoniny koło Chodzieży) oraz na kolejnych 20 stanowiskach (łąka półnaturalna – Dolina Biebrzy, Brzostowo).

Obiekt	Gatunek		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
Łąka uprawna	(A)	20	7	5	4	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Łąka nadbiebrzańska	(B)	20	4	3	3	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0



Rysunek 1. Krzywa rarefakcji/ekstrapolacji jako funkcje liczby stanowisk dla bioróżnorodności na podstawie liczby Hilla q = 0, (bogactwo gatunkowe).

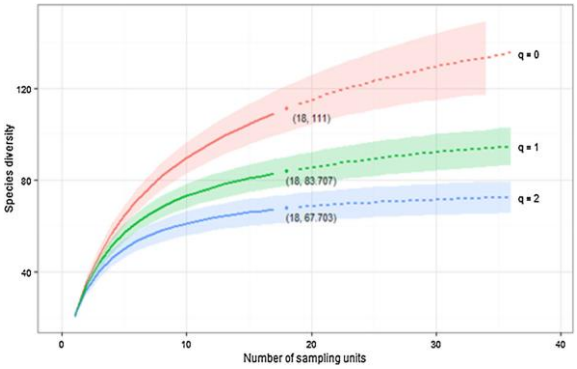
Wykreślone krzywe bogactwa gatunkowego zgodnie z przyjętą powyżej metodyką, wskazują na fakt, że na podstawie zaobserwowanych gatunków w terenie, informacja o danym środowisku nie jest pełna. Na podstawie wyestymowanej liczby gatunków (z uwzględnieniem taksonów występujących raz i dwa razy), możemy pokazać, że na podejmowane decyzję środowiskowe mieć może wpływ liczba branych pod uwagę stanowisk badawczych A, B. C.

Przykład 2. (Budka i in 2018) Dla zilustrowania metody, wykorzystano wyniki kompleksowych badań botanicznych przeprowadzonych na rzece Wel (dane pochodzą z projektu deWELopment). Pozwoliły one na ocenę współczynników wysycenia gatunkowego. Badania wykonano na 18 stanowiskach. Dane botaniczne zbierano na 100 m odcinkach, na których rejestrowano wszystkie taksony rosnące w wodzie (a przynajmniej w niej zakorzenione). Udział w pokryciu poszczególnych roślin określano w dziewięciostopniowej skali. Na podstawie zebranych danych oszacowana została liczba brakujących gatunków roślin wodnych (tabela 1).

Tabela 1. Estymowane bogactwo gatunkowe, brakująca liczba obserwacji oraz liczba stanowisk niezbędna do uzyskania 80%-100% pełnego bogactwa gatunkowego.

	t	S_{obs}	Q_1	Q_2	S_{est}	S_{est} -S_{obs}	m_{80}	m_{85}	m_{90}	m_{95}	m
Rzeka Wel	18	111	38	17	151,11	40,11	5,52	11,13	19,03	32,55	128,6

Dalsze badania pozwoliły na porównanie zmienności wskaźników bioróżnorodności charakteryzujących rośliny rzeczne w gradiencie troficznym, w celu wskazania optymalnej strategii ochrony ekosystemów fluwialnych. W pracy **Budka i in 2018** wykorzystano metody rarefakcji i ekstrapolacji opartej na trzech liczbach Hilla $^{q}\Delta$: q=0 (bogactwo gatunkowe), q=1 (wskaźnik Shannona), q=2 (odwrócony wskaźnik Simpsona).



Rysunek 2. Krzywe rarefakcji/ekstrapolacji jako funkcje liczby stanowisk dla bioróżnorodności na podstawie liczb Hilla z q = 0, 1, 2.

Linia ciągła jest krzywą rarefakcji, a linia przerywana krzywą ekstrapolacji (określana maksymalnie dla podwojonej wielkości próbki referencyjnej (zbadanej w terenie). Punkty reprezentujące bioróżnorodność obliczoną na podstawie badań terenowych oznaczono kropkami. W nawiasach podano wielkość próby i obserwowane wartości liczb Hilla próbce referencyjnej Zacienione obszary reprezentują 95% przedziały ufności uzyskane przez metodą bootstrapową na podstawie100 powtórzeń.

Przykład 3. (Budka i in 2019) W celu porównania zróżnicowania gatunkowego rzek należących do różnych klas czystości, przeprowadzono inwentaryzację makrofitów na 100 metrowych odcinkach rzecznych w średnich rzekach nizinnych o piaszczystym substracie. Na podstawie badań fizycznych i chemicznych wybrane stanowiska zaklasyfikowane zostały do pięciu klas o zróżnicowanym stopniu nasilenia eutrofizacji (po około 20 stanowisk w każdej grupie).

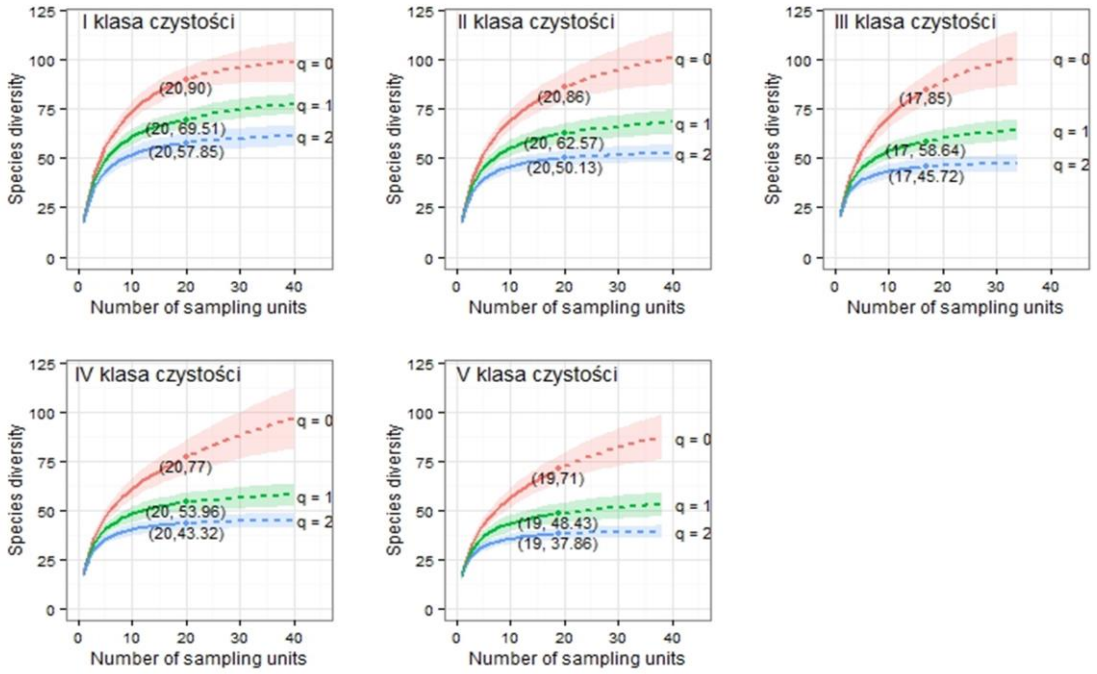
Zwrócono uwagę, że wiele gatunków reprezentowanych jest w badanym środowisku przez nieliczne populacje lub nawet pojedyncze osobniki i istnieje poważne zagrożenie, że zostaną one pominięte w trakcie wizji terenowych. Należy pamiętać, że inwentaryzacja przyrodnicza na podstawie niepełnych dany może prowadzić do niewłaściwej waloryzacji i błędnych decyzji środowiskowych.

Tabela 2. Estymowane bogactwo gatunkowe, brakująca liczba obserwacji oraz liczba stanowisk niezbędna do uzyskania 80%-100% pełnego bogactwa gatunkowego dla klas czystości rzek (I-V)

KLASA	n	S_{obs}	Q_1	Q_2	S_{est}	BRAKUJĄCE GATUNKI S_{est} -S_{obs}	G 80 %	G 85 %	G 90 %	G 95 %	G 100%
I	20	90	20	18	101	11	-	-	1	9	62
II	20	86	24	11	111	25	2	9	17	32	127
III	17	85	27	14	110	25	2	6	13	24	97
IV	20	77	26	7	123	46	22	33	47	72	236
V	19	71	25	11	98	27	7	13	21	36	128

W pracy wykorzystano metody rarefakcji i ekstrapolacji opartej na trzech liczbach Hilla $^{q}\Delta$: q=0 (bogactwo gatunkowe), q=1 (wskaźnik Shannona), q=2 (odwrócony wskaźnik Simpsona). Dla każdej klasy czystości rzek wykreślono skumulowane krzywe rarefakcji/ekstrapolacji, dzięki czemu możliwe stało się porównanie liczebności gatunków i różnorodności gatunkowej uwzględniające standaryzację liczebności próbek (liczby stanowisk) oraz standaryzację

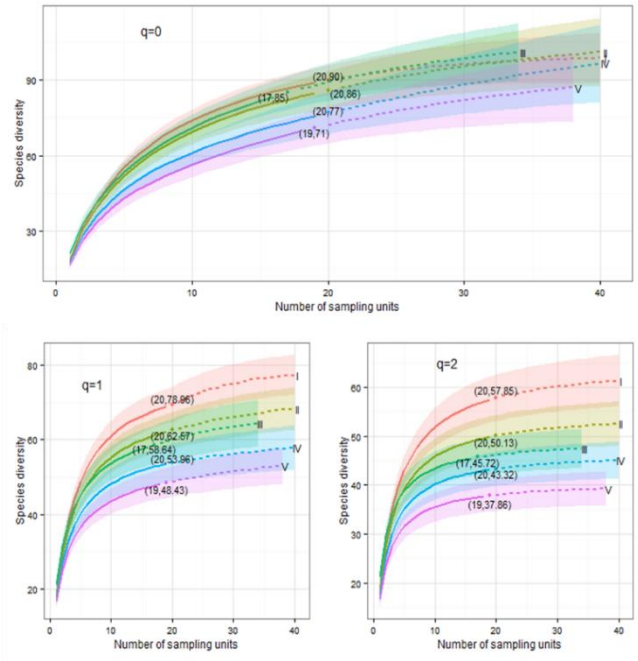
procentowego pokrycia. Analiza pozwoliła na oszacowanie dopuszczalnej wielkości próbek, które można poddać analizie.



Rysunek 3. Krzywe rarefakcji/ekstrapolacji jako funkcje wielkości próby

Na wykresie linia ciągła to krzywa rarefakcji, linia przerywana jest krzywą ekstrapolacji (prowadzona do podwojonej wielkości próby referencyjnej) kropka to punkt odpowiadający współrzędnym bioróżnorodności dla próby referencyjnej - (wielkości próbki, liczba Hilla w próbce referencyjnej). Obszar zacieniowany stanowi 95% przedział ufności otrzymany metodą bootstrapową na 100 powtórzeniach.

Rysunek 4. Zintegrowane krzywe R/E jako funkcje wielkości próby dla q=0,1,2.



Na podstawie tej analizy stwierdzono, że: liczba gatunków znacząco wzrasta wraz ze zwiększającym się wysiłkiem próbkowania dla q=0, natomiast wartości indeksów q=1, q=2, zmieniają się nieznacznie. Tłumaczy się to faktem, że szybka jest wykrywalność w siedliskach gatunków częstych i bardzo częstych. Jako bazową wielkość próby przyjmujemy n=34 czyli podwojoną liczebność stanowisk klasy o minimalnej ich liczbie.

Należy podkreślić, że dla q=0, ograniczając porównanie siedlisk maksymalnie do poziomu 17 stanowisk, różnorodność klas układa się odmiennie niż ich gradient troficzny dla podwojenej wielkości próby.

Literatura

Budka A, Łacka A, Szoszkiewicz K (2018) Estimation of river ecosystem biodiversity based on the Chao estimator. Biodiversity and Conservation, 27:205–216.

Budka A., Łacka A., Szoszkiewicz K. (2019). The use of rarefaction and extrapolation as methods of estimating the effects of trophic river degradation on macrophyte diversity. Biodiversity and Conservation, 28, 385-400.

Chao, A, Colwell, R. K., Chih-Wei, L., Gotelli, N. J., (2009) Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. Ecology, 90(4), 1125–1133

Chao, A. (2005) Species estimation and applications. Encyclopedia of Statistical Sciences, 12, eds S. Kotz, N. Balakrishnan, C.B. Read & B. Vidakovic), pp.7907–7916. Wiley, New York.

Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. Scandinavian Journal of Statistics 11: 265-270.

Chao, A., Chiu, C.-H. & Jost, L. (2014) Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity and related similarity and differentiation mea-sures through Hill numbers. Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics,45, 297–324.

Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin SY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblage. J Plant Ecol 5:3–21

deWELopment; contract PNRF–220–AI–1/07 and supported by the Ministry of Science and Higher Education (Contracts No. NN305 145839)

European Commission (2000). Establishing a framework for community action in the field of water policy. Directive 2000/60/EC. Off J Eur Commun L 327/1

Deflektory jako sposób na skuteczną poprawę ekosystemów wodnych na przykładzie rzeki Flinty

Stanisław Zaborowski, Tomasz Kałuża, Mateusz Hämmerling

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
email: stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl
email: tomasz.kaluza@up.poznan.pl
email: mateusz.hammerling@up.poznan.pl

Na terenie Polski już od XVIII wieku prowadzono szeroko zakrojone prace regulacyjne obejmujące w głównej mierze stabilizację brzegów oraz prostowanie koryt rzecznych. W konsekwencji wiele rzek straciło swój naturalny charakter, strefy zalewu ograniczono wałami przeciwpowodziowymi, zlikwidowano naturalne rozlewiska, zaś koryta cieków wyprostowano, uregulowano lub skanalizowano. Skorcono w ten sposób bieg rzek, przyspieszając jednocześnie odpływ wód ze zlewni. Dla zwiększenia retencji wód, utraconej w wyniku prostowania koryt, na dużych i mniejszych ciekach wybudowano szereg zbiorników zaporowych, jazów, śluz i stopni wodnych, które w sposób znaczący przekształciły naturalny reżim odpływu i negatywnie wpłynęły na ciągłość ekosystemów wodnych i stan ekologiczny wód (Biedroń i in., 2020). W celu ochrony i poprawy zasobów wodnych oraz środowiska wodnego opracowano oraz opublikowano w 2000 roku Dyrektywę 2000/60/WE (RDW) Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Dyrektywa porządkuje i koordynuje istniejące europejskie ustawodawstwo wodne, mające na celu ochronę wody przed zanieczyszczeniem. RDW obliguje państwa członkowskie do opracowania planów gospodarowania wodami dla każdego obszaru dorzecza wyznaczonego w danym kraju (Prawo Wodne 2017).

Przepisy zakładają, że najpóźniej do 2027 roku wszystkie cieki powinny osiągnąć dobry stan ekologiczny. Zakłada się tu także działania renaturyzacyjne. W przypadku mniejszych cieków nizinnych, które wymagałyby przeprowadzenia prac renaturyzacyjnych stosowanie metod tradycyjnych stanowiłyby ogromne obciążenie dla budżetu państwa jak i środowiska wynikające ze strat i szkód powstałych podczas prac terenowych. Zagadnienie to skłoniło autorów do podjęcia badań nad efektywnością stosowania deflektorów wiklinowych jako seminaturalnych, a przede wszystkim tanich rozwiązań renaturyzacyjnych, które skutecznie mogłyby wspomagać efekty prowadzonej renaturyzacji.

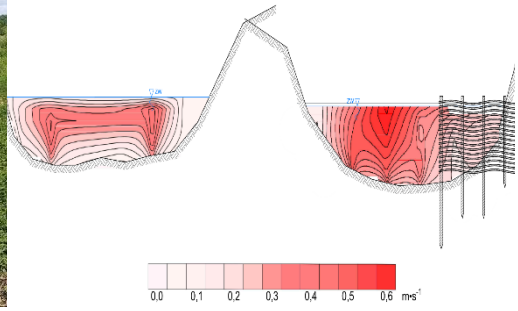
Ryc. 1. Przebieg koryta na podstawie danych historycznych oraz obecny jego kształt.

Jako odcinek badawczy wybrano ujściowy fragment rzeki Flinty (prawy dopływ Wełny, województwo wielkopolskie). Podczas prac regulacyjnych fragment ten został silnie zmodyfikowany tracąc ok. połowę swojej długości (ryc. 1.). W celu przeprowadzenia badań, w lipcu 2018 roku dokonano pomiarów hydrometrychnych oraz geometrii koryta a następnie wprowadzono 3 deflektory wiklinowe. Wyznaczono 28 przekrojów pomiarowych geometrii koryta oraz 20 profili hydrometrycznych. Regularne pomiary

dostarczyły szczegółowych danych dotyczących zmian w geometrii koryta oraz rozkładów prędkości. Badania składu granulometrycznego wykonywane na podstawie próbek pobieranych podczas wyjazdów zawsze z tych samych miejsc (15 punktów) dostarczyły informacji dotyczących zmian w uziarnieniu koryta. Ocena ekologicznego stanu rzeki za pomocą metody MMOR oraz stanu hydromorfologicznego metodą HIR pozwala na pełną ocenę wpływu deflektorów na poprawę stanu rzeki.

Po trzech latach prowadzenia badań zaobserwowano widoczne zmiany zachodzące w korycie rzeki Flinty (ryc. 2.). Uaktywniła się erozja boczna brzegów zlokalizowanych przeciwlegle do deflektorów, pojawiło się zróżnicowanie morfologii dna, w tym pojawienie się odypisk i plos. Zaobserwowano także zróżnicowanie rozkładów prędkości zarówno w przekrojach poprzecznych jak i profilu podłużnym (ryc. 3.). Uzyskane wyniki z prowadzonych badań wskazują na pozytywny wpływ oddziaływania deflektorów na środowisko koryta rzeki Flinty. W obliczu obecnych zmian klimatu i postawionych przed nami obowiązków konieczne jest znalezienie taniego i skutecznego narzędzia wspomagającego procesy renaturyzacyje.

Ryc. 2. Rzeka Flinta przed instalacją deflektorów oraz po 3 latach ich pracy.



Ryc. 3. Rozkład prędkości w korycie przed i po zainstalowaniu deflektorów.

Literatura

1. Ilona Biedroń, Patrycja Brzóska, Renata Dondajewska-Pielka, Artur Furdyna, Ryszard Gołdyn, Mateusz Grygoruk, Artur Grześkowiak, Sylwia Horska-Schwarz, Szymon Jusik, Karolina Kłósek, Włodzimierz Krzymiński, Janusz Ligięza, Marta Łapuszek, Krzysztof Okrasiński, Paweł Pawlaczyk, Marcin Przesmycki, Zbigniew Popek, Ewelina Szałkiewicz, Katarzyna Suska, Joanna Żak. Podręcznik opracowano w ramach przedsięwzięcia „Opracowanie krajowego programu renaturyzacji wód powierzchniowych”, na zamówienie Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie – Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie.
2. Prawo Wodne DZ.U. 2017 POZ. 1566 USTAWA z dnia 20 lipca 2017 r.
3. RDW Ramowa Dyrektywa Wodna (Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. Dz.U.UE L z dnia 22 grudnia 2000

Jakość wód rzeki Raby w aspekcie zrzutu ścieków oczyszczonych na obszarze Natura 2000

Ewa Dacewicz[1)], Karol Plesiński[2)], Artur Radecki-Pawlik[3)]

1) *Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej*
2) *Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Katedra Inżynierii Wodnej i Geotechniki*
3) *Politechnika Krakowska im. Tadeusza Kościuszki, Wydział Inżynierii Lądowej, Katedra Mechaniki Budowli i Materiałów*

W Polsce zanieczyszczenie wód powierzchniowych przez substancje organiczne oraz biogenne jest wciąż bardzo istotnym problemem, który wpływa znacząco na ekosystemy wodne i wymaga ciągłej oceny. Głównym celem państwowego monitoringu środowiska, który jest realizowany w oparciu o wyznaczone tzw. jednolite części wód powierzchniowych (JCWP), jest dostarczenie wiedzy o stanie ekologicznym i chemicznym rzek, niezbędnej do gospodarowania wodami w dorzeczach, w tym do ich ochrony przed eutrofizacją i zanieczyszczeniami antropogenicznymi. Jednak ze względu na dużą liczbę JCWP objęcie ich oceną w wielu przekrojach nie jest możliwe. Takim przykładem może być rzeka Raba, która stanowi główne źródło zaopatrzenia w wodę pitną dla Krakowa i okolicznych gmin. Istotny wpływ na stan czystości Raby mają źródła punktowej emisji zanieczyszczeń, takie jak zrzuty ścieków komunalnych. W pracy przedstawiono ocenę jakości wód rzeki Raby, która w analizowanym odcinku należy do obszaru chronionego NATURA 2000. Analiza skupień i analiza wariancji zostały zastosowane dla zebranych w okresie od 08.2019 do 11.2020 zbioru danych. Na podstawie 13 parametrów dokonano oceny stanu chemicznego rzeki Raby przed oczyszczalnią ścieków oraz w odległości do 150 m za ich zrzutem. Ze względu na charakter działania obiektu (zrzut ścieków oczyszczonych nie był ciągły) zaobserwowano wysokie średnie stężenia zanieczyszczeń organicznych tj. BZT_5 i substancji biogennych tj. azotu amonowego oraz ortofosforanów. Stwierdzono statystycznie istotne różnice w stężeniu analizowanych zanieczyszczeń w przypadku pięciu analizowanych przekrojów dla ww. wskaźników oraz dla pH, przewodnictwa, wodorowęglanów i chlorków. Ze względu na górski charakter Raby na badanym odcinku po 150 m następowało osiągnięcie stanu rzeki sprzed zrzutu ścieków.

Jakość wód Noteci powyżej Jeziora Gopło

Ryszard Staniszewski, Szymon Jusik

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Odkrywkowe wydobycie węgla brunatnego powoduje zmiany w środowisku, w tym także w odniesieniu do wód powierzchniowych poprzez zrzut wód kopalnianych. Wpływ wód kopalnianych na jakość wód Noteci badano w latach 2004-2009 (odkrywka Lubstów) oraz w latach 2011-2020 (odkrywka Tomisławice). Poniżej odkrywek znajduje się Jezioro Gopło (PLH040007) i Ostoja Nadgoplańska (PLB040004).

Zmiany jakości wody stwierdzono w przypadku części wskaźników fizyczno-chemicznych, np. przewodność, siarczany, fosfor ogólny oraz mętność. Wpływały one na zmniejszenie liczby gatunków roślin wodnych przy jednoczesnych minimalnych zmianach wskaźników makrofitowych (MTR, RMNI, MIR) poniżej zrzutu. Główną przyczyną ustępowania części taksonów roślin zanurzonych było zmętnienie wód poniżej dopływu rzeki Pichna, prowadzącej wody kopalniane, w tym z odwodnienia powierzchniowego. Sytuacja stabilizowała się wraz z mieszaniem się z wodami Noteci i po około 1 km skład gatunkowy był zbliżony do stanowisk zlokalizowanych powyżej zrzutu.

Dopływ wód kopalnianych z badanych odkrywek nie wpływał na korozyjność wód rzecznych w stosunku do betonowych budowli wodnych (mosty, przepusty). Korozyjność określano z wykorzystaniem wybranych wskaźników jakości wody, m.in. odczyn pH, twardość ogólna, stężenia chlorków i siarczanów.

Zrzut oczyszczonych wód kopalnianych do Noteci (R. Staniszewski)

Słowa kluczowe: wody kopalniane, Noteć, odkrywka Tomisławice

Zagrożenie zanieczyszczenia rtęcią dla awifauny

na wybranym odcinku Ostoi Nadliwieckiej

Małuszyńska I.[1], Małuszyński M. J.[2], Pawluśkiewicz B.[2], Oglęcki P.[2]

[1] *Centrum Wodne SGGW w Warszawie ul Ciszewskiego 6, 02-787 Warszawa,*

[2] *Katedra Kształtowania Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, SGGW w Warszawie ul. Nowoursynowska 159 02-776 Warszawa*

Obszar Natura 2000 Ostoja Nadliwiecka PLH140032 to obszar mający znaczenie dla Wspólnoty Europejskiej, który powstał na mocy Dyrektywy Siedliskowej. Ostoję stanowi dolina rzeki Liwiec - jednego z największych dopływów rzeki Bug. Jest to najcenniejszy pod względem przyrodniczym, obok doliny Bugu, obszar we wschodniej części województwa mazowieckiego. Wysokie walory przyrodnicze doliny Liwca dodatkowo doceniono i podkreślono poprzez wyznaczenie w jej obrębie obszaru Natura 2000 Dolina Liwca PLB 140002 na mocy Dyrektywy Ptasiej. Dolina Liwca to cenny krajobrazowo i przyrodniczo kompleks przestrzenny różnych środowisk reprezentujących pełną skalę wilgotnościową siedlisk występujących w dolinie rzecznej i warunkujący ściśle określone zespoły roślin i zwierząt. Na terenie Obszaru Natura 2000 Dolina Liwca PLB 140002 występuje, co najmniej 20 gatunków ptaków z Załącznika I Dyrektywy Ptasiej oraz 5 gatunków z Polskiej Czerwonej Księgi.

Teren ww. obszarów chronionych jest poprzecinany siecią szlaków komunikacyjnych, które stanowią źródło zanieczyszczenia środowiska substancjami szkodliwymi. Największe obawy wśród substancji zanieczyszczających środowisko budzi rtęć i jej związki. Przemieszczanie się rtęci z gleby do organizmów zwierząt w tym awifauny zachodzi m.in. poprzez rośliny, które w niekontrolowany sposób pobierają m.in. rtęć i jej związki. Wśród gatunków awifauny zaobserwowanych i bytujących na terenie Ostoi Nadliwieckiej znajdują się i takie, które w swojej diecie mają rośliny. Dlatego też, podjęte zostały badania mające na celu określenie zawartości rtęci w występującej na tych terenach roślinności, mogącej stanowić pokarm dla awifauny.

Podjęte badania obejmowały obszar rzeki Liwiec wraz z doliną, ograniczony ze wschodu Drogą Krajową nr 50 Mińsk Mazowiecki – Ostrów Mazowiecka, przecinającą rzekę w miejscowości Zawiszyn, a z zachodu linią kolejową nr 6 Zielonka – Kuźnica Białostocka przecinającą rzekę w miejscowości Urle.

Na wyodrębnionym obszarze wyznaczono 12 powierzchni badawczych, z których pobrano próbki gleby oraz roślin. Po wysuszeniu i zmieleniu próbek oznaczono w nich zawartość rtęci. Wykonano również zdjęcia fitosocjologiczne zbiorowisk roślinnych w okresie wegetacji 2021 r. (24.04, 15.05, 5.06). Najliczniej występującymi zbiorowiskami były

zbiorowiska z dominacją *Phalaris arundinacea* oraz z dominacją *Arrhenatherum elatius*. Największe zróżnicowanie gatunkowe roślin (38) w fitocenozach stwierdzono w sąsiedztwie mostu drogowego. Jednocześnie z badaniami fitosocjologicznymi prowadzone badania ornitologiczne. Stwierdzono występowanie populacji 28 gatunków ptaków, wśród których największą liczebnością odznaczały się nurogęś *(Mergus menganser)* i jaskółka brzegówka (*Riparia riparia*). Największą różnorodność gatunkową ptaków stwierdzono w okolicach mostu drogowego i kolejowego, co z w połączeniu z bogactwem roślinności może być poważnym zagrożeniem zanieczyszczenia rtęcią dla awifauny.

Skutki odwodnienia siedlisk łęgowych na terenach miejskich objętych ochroną

Gnatowski Tomasz[1], Pawluśkiewicz Bogumiła[1], Paweł Marcinkowsk[1], Janicka Maria[2]

[1]*Instytut Inżynierii Środowiska,*
[2]*Instytut Rolnictwa,*
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Możliwość łąkowego użytkowania obszarów torfowych wynika z odwodnienia tych gleb. Podstawą gospodarowania wodą na tego typu obiektach jest stosowanie norm odwodnienia umożliwiających utrzymywanie optymalnych warunków dla wzrostu i rozwoju rośliny łąkowych. Powszechność tego typu zarządzania czynnikiem wodnym była i jest powszechnie stosowana na obszarach torfowisk dolinowych. Przykładami takich obiektów są obszary Doliny Środkowej Biebrzy, Ujścia Warty czy Noteci. W warunkach presji urbanizacyjnej obszary o podobnym charakterze zlokalizowane początkowo na obrzeżach miast z czasem stały się ich integralną częścią. Ze względu na ekologiczne znaczenie tych obiektów są one często objęte programem ochrony.

Celem badań było określenie zmian w zbiorowiskach roślinnych i glebach organicznych w skutek dwuetapowego odwodnienia siedlisk łęgowych o powierzchni ok 7 ha na obiekcie „Skarpa Ursynowska" (od 1996 r. krajobrazowy rezerwat przyrody). Badany obszar pierwotnie odwodniono w latach pięćdziesiątych ubiegłego stulecia poprzez wykonanie sieci rowów odwadniająco-nawadniających. Drugi etap odwodnienia był skutkiem presji urbanizacyjnej. W związku z tym wykonano głęboki kanał odprowadzający z Ursynowa nadmiar wód deszczowych.

Analizę skutków odwodnienia analizowanego obszaru przeprowadzono w dwóch aspektach, tj. w zakresie oceny zmian położenia powierzchni terenu wynikającej z odwodnienia oraz zmian w strukturze płatów roślinnych. Oszacowano również gęstość węgla organicznego w glebie pokrytej określonymi płatami roślinnymi, a w konsekwencji zmienność tego parametru w układzie przestrzenneym. Do określenia podstawowych właściwości fizycznych i chemicznych gleby wykorzystano klasyczne metody gleboznawcze. Zmiany w strukturze zbiorowisk roślinnych po 57 latach opracowano na podstawie badań florystycznych, polegających na zinwentaryzowaniu płatów roślinnych w terenie, wytypowanych płatów, z których pobrano próby roślinności do analizy botaniczno-wagowej. Na podstawie udziału gatunków dominujących określono typy florystyczne zbiorowisk roślinnych. Zastosowana metodyka badań zbiorowisk roślinnych jest zgodna z metodyką badań stosowaną w 1958 r. W ramach badań studyjnych wykonano analizę rozmieszczenia, zasięgu zbiorowisk oraz siedlisk łąkowych występujących na obiekcie w badanych latach. Ocena przestrzenna zmian położenie powierzchni została wykonana na podstawie pomiarów tachimetrycznych (łącznie na obiekcie wykonano 500 pikiet w roku 2016 r.). Dane te wykorzystano do opracowania numerycznego modelu terenu. W celu wyznaczenia zmian położenia powierzchni opracowano również digitalizację mapy warstwicowej obiektu sporządzonej w 1958 r.

Wyniki badań wykazały statystycznie istotną zależność między zawartością węgla organicznego a zawartością substancji organicznej (SOM). Zależność tego typu jest szeroko opisywana w literaturze przedmiotu badań i miała zasadnicze znaczenie dla tego obiektu, ze względu na jego status prawny i wynikającą z tego faktu ograniczoną możliwość poboru prób glebowych do analizy. Opracowanie tej zależności umożliwia prognozowanie zawartości węgla organicznego w skali przestrzennej obiektu, na podstawie zawartości SOM. Gęstość węgla organicznego na badanym obszarze zawierała się w przedziale od 6.6 kg/m^2 (utwory mineralno-organiczne porastające głównie przez zbiorowiska z udziałem *Arrhenatherum elatius* i *Aegopodium podagraria*) do 141 kg/m^2 (utwory torfowo-murszowe porastające głównie przez *Urtica dioica* i roślinność zaroślową). Średnia wartość tego parametru wynosiła 61 kg/m^2. Badania wykazały również, że średnia wielkość osiadania między 1958 a 2016 rokiem wyniosła około 25 cm. Natomiast wartości kwartyli 1 i 3 wykazały, że w większości osiadanie oscylowało w granicach od 19 do 32 cm.

PROBLEMY PRZYWRACANIA CIĄGŁOŚCI EKOLOGICZNEJ CIEKÓW NA PRZYKŁADZIE RZEKI OBRY

Hämmerling Mateusz, Kałuża Tomasz, Kocięcka Joanna, Franczak Mikołaj

Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Jednym z ważniejszych elementów, charakteryzujących rzekę naturalną jest jej ciągłość, która umożliwia swobodne przemieszczanie się organizmów na całej długości rzeki. Przerwanie ciągłości przepływu może być spowodowane przez wiele czynników zarówno naturalnych (działalność bobrów) jak wynikających z działalności człowieka (jazy, zapory). Aby przywrócić swobodną migrację organizmów wodnych buduje się przepławki dla ryb, które umożliwiają ich przemieszczanie się. Celem przeprowadzonych badań była analiza warunków przepływu w przepławce dla ryb zlokalizowanej na rzece Obrze w województwie wielkopolskim.

Przepławki dla ryb są bardzo ważne jako obiekty umożliwiające migrację organizmów wodnych. Należy jednakże pamiętać, że aby spełniały one swoją funkcję bardzo ważne jest zachowanie ich sprawności. Badana przepławka ma konstrukcję typu szczelinowego i zlokalizowana jest na zbiorniku Jaraczewo, który znajduje się w km 3+258 na rzece Obrze. Pomiary terenowe zostały przeprowadzone w 2018 roku. Na długości przepławki zmierzono układ zwierciadła wody, prędkości przepływu w wybranych basenach oraz szczelinach. Na podstawie otrzymanych wyników przeprowadzono analizy w celu sprawdzenia poprawności działania obiektu poprzez porównanie wartości otrzymanych z pomiarów oraz wartości dopuszczalnych. Dodatkowo stworzono model matematyczny układu zwierciadła wody w przepłace. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że jedną z przyczyn nieprawidłowego funkcjonowania przepławki może być rzadkie osiąganie normalnego poziomu piętrzenia w zbiorniku, co może powodować niewystarczające zasilanie w wodę. Ponadto do niskich stanów wody w zbiorniku przyczyniają się sukcesywnie zmniejszające się w ostatnich latach ilości opadów oraz występujące w tym regionie coraz dłuższe okresy suszy. Kolejną przyczyną nieprawidłowego działania przepławki może być zatkany lub nieprawidłowo wykonany wlot do urządzenia od strony górnej wody.

Przeprowadzone badania pokazują, że poprawne zaprojektowanie oraz wykonanie przepławki wpływa na jej dalszą eksploatację. Ponadto utrzymanie odpowiedniego stanu technicznego budowli warunkuje jej sprawność i prawidłowość działania dlatego też niezwykle ważne jest prowadzenie systematycznych badań obejmujących analizę warunków przepływu oraz ocenę stanu technicznego przepławki.

Wpływ obszarów Natura 2000 na potencjał turystyczno-inwestycyjny gminy - studium przypadku

Marta Lisiak-Zielińska [1], Arlinda Cakaj [1], Anna Budka [2], Maria Drapikowska [1], Klaudia Borowiak [1], Jolanta Kanclerz [3], Ewelina Janicka [3]

[1] *Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 60-637 Poznań, Poland;* marta.lisiak@up.poznan.pl

[2] *Katedra Metod Matematycznych i Statystycznych, Wydział Rolnictwa, Ogrodnictwa i Bioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 60-637, Poznań, Poland;*

[3] *Katedra Melioracji, Kształtowania Środowiska i Gospodarki Przestrzennej, Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 60-637 Poznań, Poland*

Badania ekologiczne mają fundamentalne znaczenie dla ochrony obszarów Natura 2000, z kolei analiza aspektów społeczno-gospodarczych jest istotna z punktu widzenia rozwoju na poziomie lokalnym. W ostatnim czasie dominują badania ekologiczne, podczas gdy analizy społeczno-ekonomiczne są nadal realizowane w stopniu marginalnym. W niniejszym opracowaniu przeprowadzono ocenę powiatu czarnkowsko-trzcianeckiego, w którym zlokalizowane są obszary Natura 2000. Każdą z gmin powiatu charakteryzował inny udział powierzchni sieci Natura 2000 w ogólnej powierzchni gminy. Celem prezentowanej pracy była ocena potencjału turystyczno-inwestycyjnego powiatu czarnkowsko-trzcianeckiego oraz określenie w jaki sposób obecność sieci Natura 2000 wpływa na rozwój turystyczno-inwestycyjny gminy.

Do oceny potencjału powiatu czarnkowsko-trzcianeckiego wykorzystano zmodyfikowaną przez Lisiak-Zielińską i Ziernicką-Wojtaszek (2021) metodę wielowymiarowej analizy porównawczej Gołembskiego (1999). Informacje o gminach uzyskano z Banku Danych Lokalnych (stan na 2019 r.), dostępnych opracowań o gminach oraz z Bazy Danych Obiektów Topograficznych (BDOT 10k) z Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii (stan na lata 2017-2020). Analizę oparto na 49 cechach diagnostycznych przypisanych do dwóch sfer: turystycznej i inwestycyjnej atrakcyjności. Każda sfera składała się z 4 działów. W przypadku atrakcyjności turystycznej były to: walory turystyczne; stan i ochrona środowiska; dostępność transportu; hotele, punkty gastronomiczne i obiekty uzupełniające. Dla atrakcyjności inwestycyjnej wyróżniono natomiast następujące działy: infrastruktura usługowa; infrastruktura techniczna; stosunki ludnościowe i finanse gminy. Pozyskane dane zostały zestandaryzowane i znormalizowane. Obszary Natura 2000 scharakteryzowano na podstawie standardowego formularza danych, jak również danych kartograficznych (BDOT 10k). W pracy zastosowano analizę skupień i korelację rang Spearman'a.

Przeprowadzone badania wykazały, że atrakcyjność turystyczna analizowanych gmin była zróżnicowana. Najbardziej atrakcyjną gminą był Wieleń, a najmniej gmina Połajewo. Analiza skupień pozwoliła na wskazanie czterech grup gmin pod względem atrakcyjności turystycznej. Pierwsza grupa to jedna z najbardziej atrakcyjnych turystycznie gmin - gmina Trzcianka. Drugą grupą była gmina Wieleń. W trzeciej grupie znalazły się gminy o średniej atrakcyjności turystycznej, takie jak Czarnków (gmina wiejska), Krzyż Wielkopolski i Lubasz. Ostatnia grupa reprezentowała gminy o najniższej atrakcyjności turystycznej – Połajewo, Drawsko i Czarnków (gmina miejska). Największą wartość pod względem atrakcyjności inwestycyjnej odnotowano dla Czarnkowa (gmina miejska). Na drugim miejscu znalazła się gmina Trzcianka, natomiast atrakcyjność inwestycyjna pozostałych gmin powiatu czarnkowsko-trzcianeckiego była mniejsza. Najmniej atrakcyjna dla inwestorów była gmina Drawsko. Na podstawie analizy skupień stwierdzono, że gmina Czarnków (gmina miejska), o najwyższej wartości atrakcyjności inwestycyjnej, charakteryzowała się wyższymi wartościami cech w porównaniu z innymi gminami.

Największy potencjał turystyczno-inwestycyjny miała gmina Trzcianka. Gmina ta w porównaniu do reszty nie była najbardziej atrakcyjna pod względem turystycznym i inwestycyjnym, ale charakteryzowała się wysokimi i porównywalnymi wartościami w obu sferach. Udział obszarów Natura 2000 w powierzchni gminy był jednak jednym z najniższych w badanym powiecie. Drugą gminą o wysokim potencjale turystyczno-inwestycyjnym był Wieleń, który w 58% pokryty jest siecią Natura 2000. Gminą z najniższym wynikiem było Połajewo. Gmina ta charakteryzowała się niską atrakcyjnością turystyczną oraz inwestycyjną, a udział sieci Natura 2000 na terenie tej gminy wyniósł zaledwie 26%. Przeprowadzona analiza nie wykazała korelacji pomiędzy siecią Natura 2000 a potencjałem turystyczno-inwestycyjnym gmin. Zaobserwowano natomiast ujemną korelację pomiędzy udziałem powierzchni sieci Natura 2000 w ogólnej powierzchni gminy a atrakcyjnością inwestycyjną ($r=-0,714$, $p\leq0,05$). Analiza poszczególnych działów wykazała, że ujemna korelacja występowała jedynie między udziałem obszarów Natura 2000 a stosunkami ludnościowymi ($r=-0,810$, $p\leq0,05$), które uwzględniały liczebność populacji i aktywność zawodową.

Ocena potencjału turystyczno-inwestycyjnego może być pierwszym etapem wielokryterialnego podejścia do planowania rozwoju jednostki administracyjnej. Po wykonaniu oceny potencjału należy jednak dokładnie przeanalizować różne warianty zrównoważonego rozwoju. W przypadku powiatu czarnkowsko-trzcianeckiego gminy o wysokiej atrakcyjności turystycznej powinny rozwijać się w kierunku turystyki zrównoważonej. Gminy o wysokiej atrakcyjności inwestycyjnej mogą rozważyć rozwój turystyki kulturowej. Z kolei gminy o małej atrakcyjności turystycznej i inwestycyjnej wymagają szczegółowej analizy możliwości rozwoju, gdzie zostanie uwzględniona również opinia wszystkich zainteresowanych stron. Przeprowadzone badania wykazały, że sieć Natura 2000 nie wpłynęła na potencjał turystyczno-inwestycyjny. Ma jednak negatywne oddziaływanie na atrakcyjność inwestycyjną gmin. Szczegółowa analiza wykazała związek między obszarami Natura 2000 a aspektami społecznymi, które są jednym z elementów atrakcyjności inwestycyjnej. Wskazuje to na duże znaczenie tych zależności w dalszym kreowaniu wizji rozwoju gminy.

Analiza wpływu tam bobrowych na zmiany zasobów wodnych w rzekach nizinnych

Stanisław Zaborowski, Tomasz Kałuża, Mateusz Hämmerling

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
email: stanislaw.zaborowski@up.poznan.pl
email: tomasz.kaluza@up.poznan.pl
email: mateusz.hammerling@up.poznan.pl

Bóbr europejski (*Castor fiber*) jest największym gryzoniem występującym w Eurazji. Jest gatunkiem zwierzęcia o bardzo istotnym i silnym wpływie na środowisko naturalne. Dzięki swojej działalności bobry tworzą bagna (poprawiając tym samym warunki retencji wody w korytach rzecznych) oraz zwiększają zasięg obszarów podmokłych. W ten sposób sprzyjają wzrostowi różnorodności biologicznej środowiska (tab. 1). Budując tamy podnoszą poziom wód gruntowych. Dodatkowo porzucone i nieremontowane już tamy bobrowe sprzyjają procesom meandrowania rzek. Brak uszczelniania i naprawy tam może powodować erozję brzegów, co prowadzi do znacznego zwiększenia szorstkości rzeki. Z kolei system kaskadowy takich obiektów zwiększa retencję koryta rzecznego. Bobry odgrywają istotną rolę w utrzymaniu i wzroście zasobów wodnych. Niestety, działalność bobrów ma również negatywny wpływ na gospodarkę. Oprócz niszczenia wałów przeciwpowodziowych, bobry powodują zalewanie terenów użytkowanych rolniczo i kultur leśnych. Z tego powodu konieczna jest racjonalna i obiektywna analiza działalności bobrów zarówno w środowisku naturalnym, jak i antropogenicznym (Lewandowski 2014).

Tab. 1. Zmiany spowodowane działalnością bobrów w ekosystemach (Czech, 2010)

Zmiany morfologiczne i hydrologiczne w cieku	Zmiany właściwości fizykochemicznych wody i osadów	Zmiany biologiczne
• Zmniejszenie szybkości prądu; • Zalanie terenu powyżej tamy i ustabilizowanie poziomu wody; • Powstanie strefy brzegowej typowej dla stawu; • Zwiększenie otwartej przestrzeni wokół powstałego stawu;	• Zatrzymywanie osadów mineralnych i organicznych; • Zwiększenie ilości i dostępności związków węgla, azotu, fosforu oraz innych substancji odżywczych; • Modyfikacja krążenia pierwiastków;	• Zwiększenie lub zmniejszenie różnorodności gatunkowej roślin; • Zwiększenie produkcji biomasy roślin; • Zwiększenie aktywności mikroorganizmów beztlenowych w osadach; • Zwiększenie aktywności mikroorganizmów tlenowych na dnie zbiornika; • Zwiększenie produkcji plankton; • Zwiększenie zagęszczenia i biomasy Bezkręgowców;

• Przerwanie dotychczasowej ciągłości wzdłużnej strumienia.	• Zmniejszenie lub zwiększenie stężenia tlenu w wodzie; • Podwyższenie temperatury wody; • Zmniejszenie kwasowości wody i osadów (poprzez zwiększenie właściwości buforujących).	• Zmiana składu gatunkowego bezkręgowców: gatunki wód płynących zastępowane gatunkami wód stojących, zwiększenie udziału zbieraczy i drapieżców kosztem zdrapywaczy i rozdrabniaczy; • Zwiększenie zagęszczenia i biomasy kręgowców związanych z wodą (np. ryb, płazów, etc.); • Zmiana składu gatunkowego kręgowców.

W pracy przedstawiono analizę wpływu tam bobrowych na warunki panujące w rzece i na terenach przyległych. Badania terenowe przeprowadzono na 5 stanowiskach badawczych zlokalizowanych w nizinnych rzekach i ciekach wodnych w okolicach Poznania (Wielkopolska). Metodyka obejmowała inwentaryzację tam bobrowych z uwzględnieniem ich długości, szerokości i wysokości (L, B, H_1, H_2 ΔH), analizę składu materiału użytego do budowy budowli piętrzącej oraz pomiary hydromorfologiczne (rozkłady prędkości i osadów, geometria koryta, zasięg cofki). Opracowano metodę dla tego typu unikatowych badań. Przeprowadzona analiza pozwoliła na określenie wpływu tam bobrowych na zmiany zasobów wodnych w badanych odcinkach rzek. Określono również parametry przepływów przez tamy bobrowe (najczęściej pracujących jako przelewy). Na podstawie przeprowadzonych badań określono hydrauliczne, siedliskowe i antropogeniczne uwarunkowania lokalizacji i funkcjonowania tam bobrowych. Ponadto określono ich rzeczywisty wpływ na naturalny rozwój małej retencji w przypadku małych cieków nizinnych.

Przeprowadzone badania wykazały pozytywny wpływ tam bobrowych na warunki panujące w rzekach nizinnych. Spiętrzenia powodowane przez tamy wyraźnie podnoszą poziom zwierciadła wód gruntowych w bezpośrednim sąsiedztwie tamy. W niektórych przypadkach zaobserwowano znaczną redukcję zanieczyszczeń niesionych z prądem rzeki. Pomiary terenowe potwierdziły wpływ opuszczonych tam bobrowych, poprawiających procesy hydromorfologiczne, w tym procesy meandrowania rzeki.

Literatura

Lewandowski, Piotr. (2014). Występowanie bobra europejskiego (Castor fiber Linnaeus, 1758) w poznańskiej dolinie Warty. Kroniki Miasta Poznania 1/2014. pp. 370-383.

Czech, Andrzej. (2010). Bóbr - budowniczy i inżynier. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych.

Pollock, Michael; Beechie, Timothy; Wheaton, Joseph; Jordan, Chris; Bouwes, Nick; Weber, Nick; Volk, Carol. (2014). Using Beaver Dams to Restore Incised Stream Ecosystems. BioScience, Volume 64, Issue 4, April 2014, pp. 279–290, doi.org/10.1093/biosci/

UNIWERSYTET PRZYRODNICZY W POZNANIU

oraz

SZKOŁA GŁÓWNA GOSPODARSTWA WIEJSKIEGO W WARSZAWIE

zapraszają na

VI KONFERENCJĘ NAUKOWĄ

pod Patronatem
Jego Magnificencji Rektora
Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu

GOSPODAROWANIE W DOLINACH RZECZNYCH NA OBSZARACH NATURA 2000

Temat konferencji:

„Przyrodnicze i techniczne aspekty ochrony ekosystemów wodnych"
Poznań, 23-24 września 2021 r.

Dofinansowano z programu „Doskonała nauka"
Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego

Dofinansowano z programu „Doskonała nauka” Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

Ministerstwo Nauki
i Szkolnictwa Wyższego