



Rola ekosystemów nadrzecznych w krajobrazach rolniczych w kontekście ostatnich zmian klimatu

The role of riparian ecosystems within agricultural landscapes in the climate-change context

Ewa Kołaczowska 

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

ekolaczk@twarda.pan.pl

Zarys treści. Wzrost temperatury globalnej, drastyczny w ostatnich dziesięcioleciach, niesie ze sobą szereg skutków ubocznych, takich jak zwiększone zagrożenie suszą i powodzią, wydłużenie okresu wegetacyjnego, wzrost częstotliwości ekstremalnych zdarzeń pogodowych, nasilenie procesów erozyjnych i wzrost ładunku zanieczyszczeń dostających się do wód ze źródeł obszarowych czy nasilenie występowania nowych chorób i szkodników. Artykuł zawiera przegląd literatury naukowej dotyczącej funkcji pełnionych przez ekosystemy nadrzeczne w krajobrazie rolniczym i ich znaczenia dla łagodzenia skutków współczesnych zmian klimatu. Ekosystemy nadrzeczne jako bufor stanowią filtry i bioreaktory dla związków biogennych i pestycydów, pełnią rolę stabilizującą w utrzymaniu różnorodności biologicznej i powiązań ekologicznych w krajobrazie, poprzez zacienienie ograniczają rozprzestrzenianie się światłolubnych gatunków obcych, łagodzą wzrost temperatury wody, asymilują dwutlenek węgla, poprawiają retencję dolinową i ograniczają erozję brzegów. Przeprowadzona kwerenda w bazach *Web of Science Core Collection* i *Scopus* pokazuje, że w ostatnich kilkunastu latach rośnie zainteresowanie modelowaniem wpływu użytkowania ziemi w skali zlewni na procesy fizyczne, biogeochemiczne i biologiczne w kontekście zmian klimatycznych. Stosowanie buforów nadrzecznych jako jednego z elementów dobrych (najlepszych) praktyk gospodarowania przyczynia się do poprawy stanu środowiska. Zwraca się też uwagę na specyficzne usługi ekosystemowe świadczone przez bufor nadrzeczne. Badania koncentrują się na obszarze Ameryki Północnej, skąd pochodzi koncepcja buforów (*riparian buffer*) i w Europie.

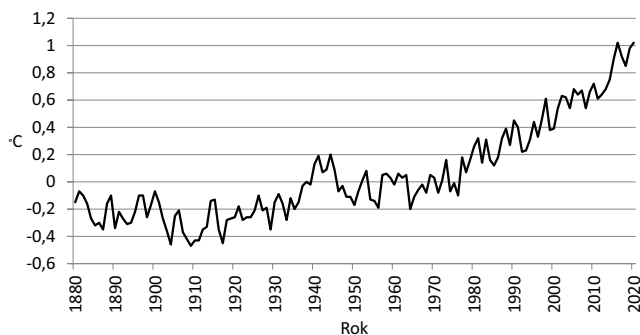
Słowa kluczowe: bufor nadrzeczne, krajobraz rolniczy, zmiany klimatu, roślinność, rzeki.

Keywords: *riparian buffer, agricultural landscape, climate change, vegetation, rivers.*

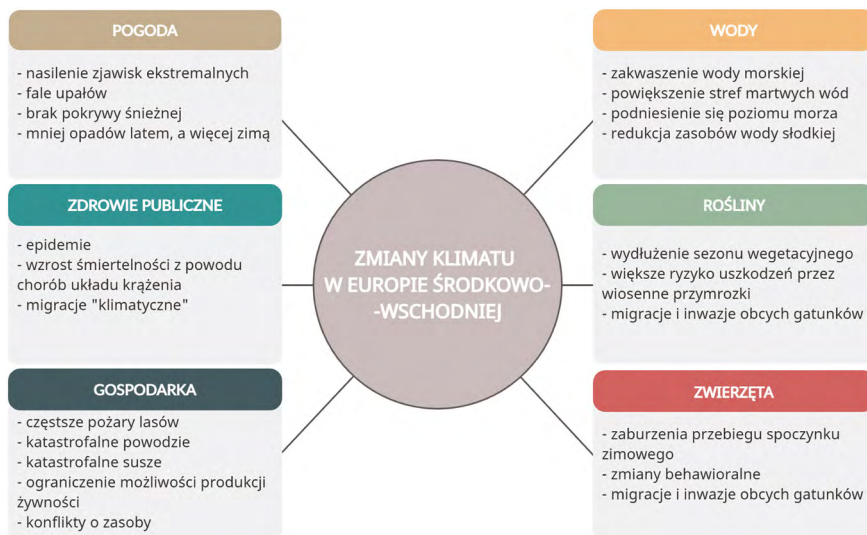
Wstęp

Przez ostatnie kilkadziesiąt lat klimat ociepla się w niespotykanym dotąd tempie i wiele wskazuje, że w istotny sposób przyczyniła się do tego gospodarka człowieka (Stott et al., 2000). Goddard Institute for Space Studies NASA opublikował nowe dane o średniej rocznej temperaturze na świecie dla 141-letniego ciągu pomiarowego (1880-2020). Wśród dziesięciu najwyższych wartości znalazły się te notowane wyłącznie po 2005 r., zaś siedem ostatnich lat było najcieplejszych od początku pomiarów, z rekordami w latach 2016 i 2020 (ryc. 1).

Wzrost temperatury globalnej niesie ze sobą szereg skutków ubocznych, mających ogromny wpływ na wszystkie aspekty życia na Ziemi. W zależności od rejonu świata, skutki



Ryc. 1. Odchylenia średniej rocznej temperatury na świecie w stosunku do średniej z wielolecia 1951-1980 *Change in global surface temperature relative to 1951-1980 average temperatures*
Opracowanie własne na podstawie danych NASA's Goddard Institute for Space Studies (GISS), https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/graph_data/Global_Mean_Estimates_based_on_Land_and_Ocean_Data/graph.txt (marzec 2021 r.).



Ryc. 2. Wpływ obserwowanych zmian klimatu na wybrane komponenty środowiska i dobrostan człowieka w Europie środkowo-wschodniej
The impact of observed climate change on selected components of the environment and human well-being in Central and Eastern Europe
Opracowanie własne na podstawie źródeł z literatury.

te mogą być różne, zaś jednym z obszarów, w których spodziewane są znaczne zmiany jest produkcja żywności, co wynika ze zmieniających się klimatycznych uwarunkowań uprawy roli (ryc. 2). Prognozuje się, że w związku z tym do najważniejszych problemów dla rolnictwa w Polsce będą w kolejnych latach należały: (1) zagrożenie suszą w konsekwencji zmiany częstości opadów, (2) wzrost średniej temperatury powietrza i związane z tym wydłużenie okresu wegetacyjnego, (3) wzrost częstotliwości ekstremalnych zdarzeń pogodowych oraz (4) nasilenie się występowania nowych chorób i szkodników (Karaczun, 2020).

Dla przykładu, od 2013 r. doświadczamy w Polsce suszy letniej, spowodowanej w dużym stopniu wzrostem występowania opadów nawałnych przy równoczesnym wydłużaniu się okresów bez opadu. Mamy zatem do czynienia wiosną i latem zarówno ze wzrostem ryzyka suszy, jak i powodzi (Karaczun, 2020). Coraz częstszy brak pokrywy śnieżnej w półroczu zimnym skutkuje powstawaniem i pogłębianiem się deficytów wody w glebie, a także w głębszych poziomach wodonośnych, zaś intensywne opady deszczu w półroczu ciepłym nie rekompensują tych niedoborów, gdyż woda opadowa odpływa wówczas ze spływem powierzchniowym do cieków wodnych, zamiast zasilać wody podziemne. Z drugiej strony, ocenia się, że infiltracja wody do głębszych poziomów wodonośnych będzie większa podczas mokrych zim z powodu braku mrozu (Mioduszewski i Okruszko, 2016). Konsekwencją nasilonego spływu powierzchniowego mogą być zmiany morfologii koryta, a także zwiększony transport osadów i zanieczyszczeń ze zlewni, zwłaszcza w obszarach o zdegradowanej pokrywie roślinnej (Brown et al., 2014; Wu et al., 2021). Dane z Powszechnego Spisu Rolnego 2020 pokazują, że średnia powierzchnia użytków rolnych (UR) przypadająca na 1 gospodarstwo rolne wzrosła o ok. 13%, tj. z 9,8 ha w 2010 r. do 11,1 ha w 2020 r. Zmalał udział gospodarstw najmniejszych, tj. o powierzchni do 5 ha UR z 54% w 2010 r. do 52,5% w 2020 r., a jednocześnie wzrósł udział gospodarstw o powierzchni 15 ha i więcej UR z 13,0% do 15,8% (GUS, 2021). Obserwowana komasacja gruntów niesie ze sobą ryzyko uproszczenia struktury krajobrazu. To wszystko w połączeniu z wyższą temperaturą będzie szczególnie niekorzystnie oddziaływać na jakość wody i organizmy wodne żyjące w rzekach. Spływające korytem osady z coraz większych pól powodują zmętnienie wody, osadzając się w jego obrębie niszczą miejsca reprodukcji organizmów wodnych, substancje biogenne – związki fosforu i azotu powodują eutrofizację i ograniczenie tlenu rozpuszczonego w wodzie poprzez silny wzrost biomasy fitoplanktonu prowadząc w skrajnych przypadkach do wytworzenia warunków beztlenowych (de Senerpont Domis et al., 2012; Chapman et al., 2014; Rickson, 2014). O rozmiarach problemu świadczy np. fakt, że około 1 g fosforu może spowodować wzrost masy glonów o ok. 1700 g (Wiejak, 2013), zaś Morze Bałtyckie, obok Jeziora Erie i Taihu Zatoki Chesapeake, czy wód w rejonie Florydy jest jednym z akwenów szczególnie narażonych na masowe pojawy glonów i sinic w skali światowej (Osmond et al., 2019). Ekstremalne zjawiska pogodowe mają istotny wpływ na zwiększenie zanieczyszczenia środowiska – dla przykładu, w roku 2016, który obfitował w huragany, w stosunku do lat poprzednich i następnych (Osmond et al., 2019) nastąpił dwu-trzykrotny wzrost ładunku fosforu w rzekach Północnej Karoliny ($0,94\text{--}2,20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$).

Ocieplenie klimatu skutkuje również przesunięciem granic zasięgów występowania organizmów – przede wszystkim ku biegunom i na wyższe wysokości n.p.m. (Laforge et al., 2016), ale także w drugą stronę (Boisvert-Marsh et al., 2014). Przykładowo, w Holandii, termofilne gatunki roślin (a więc w najszerszym ujęciu wymagające do życia temperatury przynajmniej 20°C) stały się o 60% częstsze w XXI w. niż 30 lat wcześniej (EEA, 2004). Podobnie, wzrasta częstość występowania niektórych gatunków porostów mających swoje optimum ekologiczne w rejonach klimatu tropikalnego i subtropikalnego przy jednoczesnym ustępowaniu gatunków borealnych (Van Herk et al., 2002). Pomiędzy rokiem 1970 a 1990 wiele europejskich gatunków ptaków przesunęło zasięgi o około 20 km na północ, zaś niektóre motyle nawet o 150 km w tym samym okresie (Parmesan et al., 1999; Thomas i Lennon, 1999). Boisvert-Marsh i współautorzy (2014) stwierdzili na podstawie danych z lat 1970–2002, że z północy na południe istotnie przesunęły się zasięgi gatunków drzew iglastych występujących w kanadyjskiej prowincji Québec: jodły balsamicznej (*Abies*

balsamea), świerka białego (*Picea glauca*) i świerka czarnego (*Picea mariana*). Prognozowane i rejestrowane dotychczas zmiany zasięgów dotyczą też gatunków, inwazyjnych, chorobotwórczych i szkodników upraw, a zmiany użytkowania ziemi będące odpowiedzią na zmieniające się warunki środowiska dodatkowo ułatwiają zadomowienie obcym geograficznie przybyszom.

Cele i zakres pracy

Negatywne skutki zmian klimatu można do pewnego stopnia ograniczać poprzez odpowiednie kształtowanie krajobrazu rolniczego. Jedną z form zagospodarowania pozwalającą na to jest utrzymywanie naturalnych, bądź przywracanie zniszczonych w wyniku nieracjonalnej gospodarki rolnej ekosystemów nadrzecznych. Stanowią one środowiskowe bufony działające jak filtry i bioreaktory dla związków biogennych i pestycydów, pełniące rolę stabilizującą w utrzymaniu różnorodności biologicznej i powiązań ekologicznych w krajobrazie, ograniczające rozprzestrzenianie się światłożądnych gatunków obcych, łagodzące wzrost temperatury wody, asymilujące dwutlenek węgla, poprawiające retencję dolinową i ograniczające erozję brzegów.

Niniejszy artykuł ma na celu: (1) wyjaśnienie na podstawie przeglądu literatury naukowej sposobów i określenie zakresu, w jakim ekosystemy nadrzeczne mogą łagodzić skutki gwałtownych zmian klimatu (które obserwujemy i coraz silniej odczuwamy co najmniej od 30-40 lat), a ponadto (2) przedstawienie głównych nurtów w badaniach światowych dotyczących tej problematyki na podstawie kwerendy w bazach Web of Science Core Collection i Scopus.

W ramach realizacji celu pierwszego scharakteryzowano ekosystemy nadrzeczne jako bufony środowiskowe, a także ich najważniejsze funkcje, jak:

- przeciwdziałanie erozji brzegów i retencja wody,
- ograniczanie spływu zanieczyszczeń do wód z terenów rolniczych,
- kształtowanie topoklimatu i różnorodności biologicznej,
- wiązanie węgla atmosferycznego.

Przedstawiono również sposoby kształtowania nadrzecznych stref buforowych, aby ich efektywność była dostosowana do lokalnych potrzeb. W ramach realizacji celu drugiego wykonano systematyczny przegląd prac naukowych indeksowanych w ww. bazach, której szczegółową metodykę opisano poniżej.

Metodyka przeprowadzenia kwerendy w bazach naukowych

Do realizacji drugiego celu pracy wykorzystano bazy *Web of Science Core Collection* (www.webofknowledge.com) i *Scopus* (<https://www.scopus.com>). Zastosowano następujące kryteria wyszukiwania: (1) hasła *riparian buffer* OR *riparian corridor* OR *riparian zone* OR *riparian strip* AND *agricultural* AND *climate change* w tytule, słowach kluczowych i abstrakcie, (2) nieograniczony zakres czasowy (dostęp 09.03.2021), (3) artykuły i rozdziały w książkach. Analizowano charakter prac (przeglądowy, empiryczny, metodyczny), lokalizację badań (kraj/kontynent), datę publikacji (rok) a także źródło danych (bezpośrednie i pośrednie). Następnie analizowano dominujący wątek tematyczny i zakres przestrzenny.

Określono również zakres, w jakim odnoszono się do współczesnych zmian klimatu (rola wodująca, towarzysząca, wzmiankowana) oraz aspekt aplikacyjny.

Ekosystemy nadrzeczne jako bufony

Ekosystemy zlokalizowane nad brzegami cieków stanowią strefę przejściową (ekoton *sensu* Odum, 1977) pomiędzy ekosystemami lądowymi a wodnymi, którą wyróżnia gradient warunków biofizycznych, procesów ekologicznych oraz skład i różnorodność organizmów (National Research Council, 2002). Naturalnie występującymi zbiorowiskami roślinnymi w dolinach rzek są lasy łęgowe. Dojrzałe lasy łęgowe były niegdyś jednymi z najbogatszych w gatunki środowisk leśnych Europy (Imboden, 1987) z bardzo złożoną strukturą przestrzenną i warstwową (Tomiałojć, 1995). Obecnie stały się jednym z najbardziej zredukowanych powierzchniowo i najgłębiej zmienionych ekosystemów leśnych. W dolinach małych rzek występują w postaci drobnych, zwykle kilkudziesięciometrowej szerokości pasów, przylegających do koryta rzeki lub jako wyspy otoczone innymi zbiorowiskami roślinnymi. Te nadrzeczne zbiorowiska leśne budowane są przez takie gatunki drzew, jak: olsze, jesiony, wierzby i topole. Ze względu na niewielkie zazwyczaj zwarcie koron drzew w lasach tych wykształca się bujny podszyt oraz runo z gatunkami higrofilnymi i zioloroślami. Obecnych jest wiele gatunków przechodzących z sąsiednich łąk i szuwarów. W praktyce, o wiele częściej mamy do czynienia z pozostałościami łęgów – kilkumetrowej miąższości pasami zadrzewień, przeważnie zdominowanymi przez olsze lub wierzby i klon jesionolistny, pasami ziolorośli nadrzecznych (*Convolvuletalia sepium*), składających się z wilgociolubnych gatunków ziół (jak np. sadziec konopiasty *Eupatorium cannabinum*, czyściec błotny *Stachys palustris*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, wierzbownica kosmata *Epilobium hirsutum*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*) i pnączy (jak np. kielisznik zaroślowy *Calystegia sepium*, przytulia czepna *Galium aparine*, kaniańka pospolita *Cuscuta europaea*, przytulia lepczyca *Galium rivale* oraz rdestówka zaroślowa *Fallopia dumetorum*), poprzeplatanych wilgociolubnymi gatunkami traw (fot. 1A-C), a także łąkami i wąskimi pasami roślinności szuwarowej (Dajdok i Wuczyński, 2005; Kołaczowska, 2010).

Ekotony zlokalizowane pomiędzy gruntami ornymi a ciekami ochraniają ekosystemy wodne przed bezpośrednim wpływem działań rolniczych stanowiąc swoisty bufor. Na buforową funkcję ekosystemów nadrzecznych zaczęto zwracać uwagę w środowisku nauko-



Fot. 1. Różne typy buforów nadrzecznych w otoczeniu niewielkiej, uregulowanej rzeki w krajobrazie rolniczym): A – nadbrzeżny pas szuwarów i ziolorośli, B – zarośla wierzbowe, C – zadrzewienie będące pozostałością łęgu olszowo-jesionowego (autor: E. Kołaczowska)

Various types of riparian buffers by a small, regulated river in an agricultural landscape: A – a strip of swamp and tall-herb vegetation adjacent to a watercourse, B – willow scrub, C – strip of trees representing all that remains of alder-ash forest

wym w latach 70. XX w. (Correll, 2005). W latach 80. pojawiły się przełomowe artykuły naukowe amerykańskich hydrologów dotyczące redukcji zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego trafiających do wód: Jacobs i Gilliam (1985), Lowrance et al. (1984) czy Peterjohn i Correll (1984). Autorzy tych prac stwierdzili, że najistotniejszy dla rozkładu azotanów pochodzenia rolniczego w strefie buforów nadrzecznych jest proces denitryfikacji w glebie oraz alokacja azotu w biomase roślinnej. W tym samym okresie ekologowie zajmujący się ekosystemami wodnymi badali znaczenie roślinności nadrzecznej dla ekosystemów rzek (Swanson et al., 1982; Minshall et al., 1983, 1985) przez pryzmat koncepcji kontinuum rzeczno (Vannote et al., 1980). Wkrótce wiedza o procesach biogeochemicznych zachodzących w buforach zaczęła być uwzględniana w powiązaniu z badaniami roślin i zwierząt do wyjaśniania funkcjonowania ekosystemów nadrzecznych. Koncepcja buforu nadrzeczno (*riparian buffer*) została rozpowszechniona w Stanach Zjednoczonych wśród praktyków zajmujących się zarządzaniem na terenach rolniczych przez Departamenty Rolnictwa i Leśnictwa Stanów Zjednoczonych (USDA, USDAFS). W 1991 r. USDAFS wydał publikację pt. *Riparian Forest Buffers – Function and Design for Protection and Enhancement of Water Resources* (Welsch, 1991) zawierającą wskazówki i wytyczne do zakładania i utrzymywania buforów. Zachowywanie, względnie kreowanie trwałej roślinności nadrzecznej miało pierwotnie służyć jako metoda ograniczania dopływu związków azotu do cieków. Pojawiły się zatem dalsze pytania o możliwości wykorzystania buforów do redukcji zanieczyszczeń fosforem, pestycydami, metalami ciężkimi, zmniejszenia spływu osadów czy ograniczenia rozprzestrzeniania się patogenów (Pinay i Haycock, 2019). Zaowocowało to licznymi badaniami prowadzonymi pod koniec lat 80. i w latach 90. – początkowo w USA i Kanadzie, a następnie w Wielkiej Brytanii i innych krajach europejskich (Correll, 2005). Koncepcja regulacji procesów ekologicznych w ekosystemach, kluczowa teza ekohydrologii, zakłada, że regulując dynamikę hydrologiczną można kształtować procesy w biocenozach i *vice versa*. Dzięki istnieniu dwukierunkowej regulacji pomiędzy procesami hydrologicznymi i biologicznymi w zlewni oraz świadomemu wykorzystaniu tych zależności możliwe jest zwiększenie pojemności, odporności oraz zdolności elastycznego reagowania ekosystemów wodnych na postępującą antropopresję oraz zmiany klimatu (Izidorczyk et al., 2015).

Przeciwdziałanie erozji brzegów i retencja wody

Jednym ze skutków zwiększonej częstotliwości zjawisk ekstremalnych, jakie pojawiają się w związku z ociepleniem klimatu, jest ryzyko wystąpienia erozji brzegów rzek. Obfite i gwałtowne opady deszczu czy silny wiatr mogą prowadzić do odcinania i osuwania się materiału glebowego i skalnego. Roślinność nadrzeczna działa stabilizująco na brzegi rzek na dwa zasadnicze sposoby: poprzez działanie mechaniczne i hydrologiczne. Pierwszy z nich polega na uzupełnieniu gleby – materiału ściśliwego lecz kruchego poprzez włókniste i rozciągliwe korzenie roślin, wskutek czego powstaje złożony materiał, o ogólnie lepszej wytrzymałości (Thorne, 1990). Działanie hydrologiczne to zatrzymywanie opadu atmosferycznego na nadziemnych częściach roślin (intercepcja) i transpiracja wody pobranej z gleby (Simon i Collison, 2002). Badania monitoringowe połączone z modelowaniem, przeprowadzone w małej zlewni rolniczej ze wschodniej Norwegii wykazały, że działanie mechaniczne roślin jest silniejsze niż działanie hydrologiczne oraz że najlepszą efektywność wykazują w tym względzie zbiorowiska roślinne z udziałem gatunków drzewiastych (Krzeminska et al., 2019).

Obecność roślinności trwałej, zwłaszcza drzew porastających brzegi, w sposób mechaniczny istotnie redukuje energię fali wezbraniowej zmniejszając straty materiału glebowego (Schultz et al., 2000; Izydorczyk et al., 2015), jak również przyczynia się do zmniejszenia zagrożenia powodziowego na niżej położonych odcinkach doliny i w dole zlewni, a co za tym idzie, wpływając na obniżenie kosztów ochrony przeciwpowodziowej (Forbes et al., 2017). Im szerszy bufor, tym większa możliwa retencja dolinowa, ponieważ rośnie część całkowitej objętości przepływu przenoszona poza korytem oraz zwiększa się różnica prędkości wód powodziowych pomiędzy korytem a obszarem pozakorytowym (Wyżga i Radecki-Pawlik, 2011). Rola roślinności w zapobieganiu powodzi jest najistotniejsza na terenach górskich i podgórskich (Pierzgalski, 2008; Jankowski, 2017).

Ograniczanie spływu zanieczyszczeń do wód z terenów rolniczych

Stosowanie nadmiernych dawek nawozów, brak poplonów czy składowanie nawozów organicznych bez odpowiedniej izolacji powodują, że do rzek wraz ze spływem powierzchniowym i podziemnym dostają się substancje biogenne powodujące jej eutrofizację. Dane HELCOM PLC-6 (*Sixth Baltic Sea Pollution Load Compilation*) dotyczące ładunku zanieczyszczeń odprowadzanego z Polski do Bałtyku wskazują, że ze źródeł obszarowych trafia łącznie w ciągu roku 176 tys. ton azotu i 11,7 tys. ton fosforu. Udział rolnictwa w emisji całkowitego ładunku szacuje się na 42% w przypadku azotu i 32% dla fosforu (Izydorczyk et al., 2015). Na eutrofizację są szczególnie narażone zbiorniki zaporowe wybudowane na rzekach nizinnych, które mają za zadanie retencionować wodę, ale jednocześnie przechwytywać zanieczyszczenia z dużej powierzchni zlewni. Przykładem kumulacji zanieczyszczeń obszarowych może być Zbiornik Sulejowski (Izydorczyk et al., 2015). Do zanieczyszczeń rolniczych należą ponadto pestycydy (herbicydy, insektycydy), odchody zwierząt hodowlanych czy antybiotyki stosowane w masowej hodowli zwierząt (Cole et al., 2020). Strefy buforowe będąc ostatnią barierą w rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń obszarowych z terenów rolniczych do wód przyczyniają się do redukcji zanieczyszczeń transportowanych zarówno poprzez spływ powierzchniowy, jak i występujących w płytkich wodach gruntowych. W buforach, oprócz poboru tych substancji i ich alokacji w biomasie roślinnej oraz procesu denitryfikacji przyczyniającej się do usuwania azotu, zachodzi mineralizacja, a także procesy fizyczne, m.in. wiązania (sorpcji) i uwalniania rozpuszczalnych form fosforu przez glebę, czy sedymentacji zawiesiny transportowanej w postaci spływu powierzchniowego, przyczyniające się do ograniczenia transportu nierozpuszczalnych form fosforu (Izydorczyk et al., 2015).

Proces denitryfikacji polega na chemicznym przekształceniu (redukcji) azotanowej formy azotu do azotu atmosferycznego: $\text{NO}_3\text{-N} \rightarrow \text{NO}_2\text{-N} \rightarrow \text{N}_2\text{O-N} \rightarrow \text{N}_2$. Jest on możliwy dzięki fakultatywnym anaerobowym bakteriom glebowym, np. z rodzaju *Pseudomonas*, *Micrococcus*, które wykorzystują ten proces do produkcji energii na drodze oddychania beztlenowego. Tempo denitryfikacji spada wraz ze wzrostem kwasowości gleby. Ponadto, końcowy produkt denitryfikacji zależy od temperatury – w warunkach chłodniejszych jest nim $\text{N}_2\text{O-N}$, natomiast w cieplejszych – N_2 (Rowe i Stinnett, 1975). Proces denitryfikacji wymaga warunków beztlenowych, dlatego sprzyjają mu gleby drobnoziarniste, mokre (wysyczone wodą przynajmniej w 60% – Broadbent i Clark, 1965) i bogate w materię organiczną (Hubbard i Lowrance, 1994). Wysoka zawartość materii organicznej jest istotna, ponieważ heterotroficzne bakterie denitryfikacyjne potrzebują jej jako źródła węgla do syntezy pro-

toplazmy oraz jako źródła elektronów do redukcji związków azotu (Rowe i Stinnett, 1975). Największym udziałem materii organicznej nad brzegami wód charakteryzują się gleby leśne (Young et al., 1980; Groffman et al., 2002). Aguiar Jr. et al. (2015) wykazali, że w systemach upraw nie stosujących orki i bronowania w strefie klimatu oceanicznego (brazylijski stan Parana) skuteczność buforów nadrzecznych w usuwaniu azotu i fosforu z wód podziemnych może być prawie stuprocentowa. Autorzy analizowali bufor o stałej szerokości (60 m), które były porośnięte różnymi typami roślinności. Okazało się, że skuteczność usuwania azotu i fosforu z gleby wyniosła w tych badaniach po 99,9% wówczas, gdy w strefie buforowej dominowały gatunki drzewiaste, odpowiednio 83,9% oraz 66,4%, gdy dominowały krzewy, zaś 61,6% oraz 52,9% w przypadku przewagi roślinności trawiastej. Peterjohn i Correll (1984) wykazali pobór azotu i fosforu przez drzewa wynoszący w lasach łęgowych klimatu umiarkowanego odpowiednio 77 i 10 kg ha⁻¹ rok⁻¹, z czego odpowiednio 62 i 7,8 kg ha⁻¹ rok⁻¹ było akumulowanych w liściach. Obliczyli, że retencja azotu w łęgu na dystansie 50 m może wynosić 89%, a fosforu 80%. Są to wartości wielokrotnie większe niż te osiągnięte na sąsiednim polu kukurydzy – odpowiednio 8 i 40%. Z kolei Lowrance et al. (1997) stwierdzili możliwą nawet 90% skuteczność eliminacji azotu z płytkich wód gruntowych w buforach z udziałem gatunków drzewiastych. Na podstawie tych samych badań autorzy ocenili, że leśne bufor są najmniej wydajne w pochłanianiu fosforu rozpuszczonego. Główną formą przemieszczania się fosforu w środowisku jest spływ powierzchniowy wraz z osadem, stąd też bufor zadarnione lepiej sobie radzą z przechwytywaniem tego pierwastka. Inaczej jest w przypadku azotu, gdyż główną drogą jego ucieczki z pól uprawnych do cieków jest spływ podziemny (Peterjohn i Correll, 1984), dlatego bufor z dużym udziałem głęboko korzeniących się drzew są najskuteczniejsze w tym przypadku. Liczne przykłady skuteczności różnych typów buforów względem usuwania azotu i fosforu zebrał m.in. Hill (1996, 2019), Hoffman et al. (2009) i Valkama et al. (2019).

Bufory trawiaste są ponadto odpowiednie do pochłaniania herbicydów, takich jak glifosat, atrazyna i metolachlor, a także antybiotyków (tylozyna, enrofloksacyna) migrujących w roztworach i osadach spływających po powierzchni gruntu (Lin et al., 2011). Staddon i współautorzy (2001) wykazali około dwukrotnie krótszy czas półtrwania metolachloru w pasie roślinności trwałej w porównaniu do sąsiadującego z nim pola pozbawionego roślinności (odpowiednio 10 i 23 dni). Różnicę tę tłumaczy się większą zawartością materii organicznej i większą aktywnością mikrobiologiczną w glebie pod trwałą pokrywą roślinną. Podobne rezultaty otrzymał zespół Mudd et al. (1995) dla atrazyny w lesie łęgowym w stanie Georgia.

Wziąwszy pod uwagę powyższe właściwości różnych typów buforów i dróg migracji zanieczyszczeń rolniczych wielu autorów stwierdza, że najwyższą efektywność będą wykazywały bufor o charakterze mieszanym – tj, z udziałem traw, ziół i drzew (por. np. Lowrance et al., 1984; Schultz et al., 2004; Correll, 2005; Izydorczyk et al., 2015; Mander et al., 2017).

Kształtowanie topoklimatu i różnorodności biologicznej

Doliny rzek są korytarzami dla migrujących zwierząt, również w związku ze zmianami klimatu. Obecność naturalnych zbiorowisk nadrzecznych umożliwia swobodne przemieszczanie się zarówno organizmom lądowym, jak i wodnym. Drzewa porastające brzegi oddziałują na temperaturę wody w ciekach, szczególnie latem, obniżając jej maksymalną i średnią

wartość oraz zmniejszając jej wahania względem odcinków przebiegających przez tereny otwarte (Turunen et al., 2021), natomiast zimą łagodzą spadek temperatury (Castelle et al., 1994). Jest to niezwykle istotna funkcja buforów z punktu widzenia ochrony różnorodności biologicznej, dla przykładu, podniesienie średniej temperatury wody o 1°C może powodować redukcję populacji wrażliwych owadów wodnych z rodzin *Ephemeroellidae*, *Nemouridae*, *Perlidae*, *Dryopidae*, *Aphelocheiridae*, *Gyrinidae*, *Hydraenidae*, *Athericidae*, *Glossosomatidae*, *Limnephilidae* i *Sialidae* (Kroll et al., 2017), a także ustępowanie niektórych gatunków ryb, np. pstrąga potokowego. Obecność okapu drzew wpływa ponadto na strukturę i skład gatunkowy fitocenozy makrofitów (Turunen et al., 2021), a także istotnie zwiększa liczebność bakterii i grzybów glebowych (Mafa-Attoye et al., 2020). Największą efektywność zacieniania, a przy tym obniżania temperatury wody można osiągnąć utrzymując roślinność drzewiastą na odcinkach o wystawie brzegów północ-południe, a także na odcinkach o powolnym przepływie wody (Jackson et al., 2017). Broadmeadow et al. (2011) podają, że najkorzystniejsze z punktu widzenia organizmów wodnych jest zapewnienie zacienienia na poziomie 20-40%. Nadmierne zacienienie wydaje się mniej szkodliwe niż jego brak, ze względu na ograniczenie ryzyka przegrzania wody i wystąpienia warunków beztlenowych, jak też na stwierdzoną wyższą preferencję takich warunków świetlnych przez gatunki rodzime niż obce, inwazyjne (Kankanamge et al., 2019). Obce inwazyjne gatunki wkraczające na siedliska łąkowe odznaczają się szeroką tolerancją ekologiczną, w tym są bardziej odporne na suszę (Kominoski et al., 2013). Przykładem może być zastępowanie wierzb przez północnoamerykański klon jesionolistny. Ogólne zacienienie zmniejsza ponadto stres termiczny, jakiego doświadczają zwierzęta wodne przemieszczające się pomiędzy odcinkami cienistymi i w pełni nasłonecznionymi (Broadmeadow et al., 2011).

Pozostawianie w korycie martwego drewna w postaci dużych kłód przyczynia się do zwiększenia puli siedlisk dla organizmów wodnych (Pilotto et al., 2014; Louhi et al., 2016). Zalesione brzegi rzek sprzyjają obecności wrażliwych na zanieczyszczenie środowiska gatunków bezkręgowców, takich jak jętki (*Ephemeroptera*), widelnice (*Plecoptera*) i chruściki (*Trichoptera*) (Turunen et al., 2021).

Pasma drzew nad ciekami stanowią siedliska dla ptaków funkcjonujące pod tym względem podobnie do zadrzewień śródpolnych niezwiązanych z ciekami, co wykazali Dajdok i Wuczyński (2005). Wyższy udział drzew i krzewów jest związany z większą liczbą osobników drobnych ssaków, płazów i gadów (Maisonneuve i Rioux, 2001) oraz owadów zapylających (Cole et al., 2015), które przyczyniają się do zwiększenia plonów upraw wymagających zwierzęcych zapylaczy. Popescu et al. (2021) stwierdzili wyższą ogólną różnorodność zgrupowań lądowych bezkręgowców w buforach leśnych niż na obszarach z dominacją traw i ziół. Szerokie bufory stwarzają dogodne warunki do funkcjonowania owadom drapieżnym, takim jak chrząszcze (Cole et al., 2012; Gilbert et al., 2015), choć inne badania pokazują większe preferencje chrząszczy względem stref przejściowych między lasem a łąką (Magura et al., 2001). Część z tych drapieżników jest naturalnymi wrogami szkodników upraw.

Wiązanie węgla atmosferycznego

Według danych Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami (Olecka et al., 2020) w 2018 r. całkowita emisja gazów cieplarnianych z polskiego rolnictwa wyniosła

około 8% całkowitej antropogenicznej emisji kraju, co odpowiada 33 117,07 kt ekwiwalentu CO₂. Głównymi źródłami emisji ze źródeł rolniczych w 2018 r. były gleby rolnicze (46%) oraz fermentacja jelitowa zwierząt gospodarskich (39,4%) (Ministerstwo Rolnictwa ..., 2021). Warto zaznaczyć, że choć suma emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa zmniejszyła się o 32,7% w stosunku do roku bazowego 1988, to od początku XXI w. utrzymuje się na mniej więcej stałym poziomie 31717,5 ± 1399,57 kt CO₂ eq., a od roku 2015 sukcesywnie rośnie (Olecka et al., 2020).

Strefy buforowe, szczególnie te o charakterze lasów łęgowych, mają duży potencjał do wiązania atmosferycznego dwutlenku węgla w biomase nadziemnej i podziemnej roślin oraz w glebie (Vijayakumar et al., 2020). Zasoby węgla w lasach wydają się być pozytywnie skorelowane z wilgotnością siedliska i negatywnie z maksymalną temperaturą (Sutfin et al., 2016; Dybala et al., 2019), są także związane z teksturą gleby (Vijayakumar et al., 2020). Badania dotyczące akumulacji węgla (*total ecosystem carbon*) w zbiorowiskach leśnych Puszczy Białowieskiej (Matuszkiewicz et al., 2021) wykazały, że łągi jesionowo-olszowe *Fraxino-Alnetum* zawierają około 434 Mg C ha⁻¹. Większą wartość wykazano jedynie dla olsów (*Ribeso nigri-Alnetum*) (452 Mg C ha⁻¹). Zbliżoną wartość (474 Mg C ha⁻¹) otrzymali autorzy badań w dolinie Dunaju na odcinku austriackim dla lasów z dominującymi w składzie gatunkowym dębem szypułkowym, jesionem wyniosłym, klonem polnym, wiązami, grabem i olszą szarą (Cierjacks et al., 2010), a także zespół badający łągi jesionowo-wiązowe (*Ficario-Ulmetum*) w środkowej części doliny Wisły (średnio 425 Mg C ha⁻¹) (Kowalska et al., 2019). Dla porównania, w zbiorowiskach łąkowych i szuwarowych stwierdzono zawartość węgla na poziomie około dwukrotnie niższym: 212 Mg C ha⁻¹ (Cierjacks et al., 2010).

Kształtowanie efektywnych stref buforowych

Na efektywność buforów nadrzecznych w krajobrazie rolniczym wpływa szereg czynników, takich, jak ciągłość wzdłuż cieku i szerokość, nachylenie stoku, tekstura gleby, formy życiowe roślin, ich wiek i zagęszczenie, optimum ekologiczne, różnorodność fenologiczna, sposób/brak eksploatacji buforu, wielkość i rodzaj ładunku zanieczyszczeń dostarczanych z terenów przyległych. Ze względu na lokalizację, najefektywniejsze w skali dorzecza jest zaopatrzenie w bufory najmniejszych cieków, zlokalizowanych najbliżej wododziału, będących pierwszymi odbiornikami zanieczyszczeń obszarowych (Correll, 2005). Ochrona większych rzek czy cennych przyrodniczo jezior mających połączenie z siecią rzeczną zaczyna się zatem o wiele dalej niż nad ich brzegami. Wielu autorów, o czym krótko wspomniano już wyżej, proponuje strefowy układ roślinności buforowej. Dla przykładu, Correll (2005) sugeruje zastosowanie trójstrefowego układu, w którym pierwsza strefa stanowi kilkumetrowej szerokości pas roślinności drzewiastej nad brzegiem cieku. Strefy tej nie wolno w żaden sposób eksploatować. Jej zadaniem jest zacienienie i ochłodzenie strefy korytowej, zapewnienie stabilności brzegom i dostawa martwego drewna oraz ściółki. Druga strefa, około dwukrotnie szersza od pierwszej lub obejmująca cały obszar zalewowy, porośnięta roślinnością drzewiastą lub krzewiastą, może być eksploatowana, np. pozyskiwanie pędów wierzby na cele energetyczne. Jej zadaniem jest usuwanie azotanów z płytko położonych wód gruntowych oraz obniżenie ich kwasowości. Trzecia, znów węższa, położona wyżej strefa, porośnięta gęstą roślinnością trawiastą lub inną o podobnej

strukturze, powinna hamować wpływ powierzchniowy podczas gwałtownych opadów. Jej zadaniem jest w związku z tym przechwytywanie osadu zawieszzonego i związanych z nim form pierwiastków biogenych i pestycydów, przyswajanie dostępnych biologicznie form biogenów oraz wiązanie pestycydów z roztworów. Strefa ta wymaga specjalnego utrzymania poprzez intensywne wykaszanie, usuwanie nadmiaru gromadzących się w niej osadów i uzupełnianie braków w pokrywie roślinnej. Ma to na celu przeciwdziałanie eutrofizacji.

Trzeba mieć na uwadze fakt, że możliwości buforów nie są nieograniczone. Autorzy analizowanych w ramach kwereudy prac (np. Huang et al., 2019; Osmond et al., 2019; Cole et al., 2020; Wu et al., 2021) podkreślają, że rola roślinności nadrzecznej w łagodzeniu skutków ocieplania się klimatu jest wspomagająca, zaś konieczne są również działania mające na celu ograniczanie dostawy biogenów (np. poprzez dostosowanie dawek nawozów do realnych potrzeb czy zabezpieczanie gruntów ornych przed erozją). Co więcej, w zlewniach silnie przenawożonych bufora nadrzeczne (zwłaszcza te składające się wyłącznie z trwałej roślinności drzewiastej – Valkama et al., 2019) stają się bardziej emiterami biogenów niż ich pochłaniaczami w sytuacji wezbrania, roztopów czy silnej erozji brzegów (Dosskey et al., 2010; Vidon et al., 2010). Rozkładające się szczątki roślinne mogą wiosną dostarczać znaczne ilości biodostępnego fosforu (Uusi-Kämpä et al., 2012), natomiast produktem niepełnej denitryfikacji w warunkach przenawożenia jest tlenek azotu (I) N_2O – gaz cieplarniany (Hefting et al., 2003; Brinson i Eckles, 2011). Na terenach o wysokich stężeniach biogenów i ich intensywnym wymywaniu pomocne mogą być bufora stanowiące tzw. zagajniki o krótkiej rotacji, które łączą ze sobą funkcję produkcyjną, dającą zysk rolnikowi, z funkcją oczyszczającą wodę i powietrze (Christen i Dalgaard, 2013; Livingstone et al., 2021). Taki zagajnik może funkcjonować jako strefa druga i składać się z plantacji rodzimych wierzb lub topól użytkowanych w cyklach maksymalnie ośmioletnich.

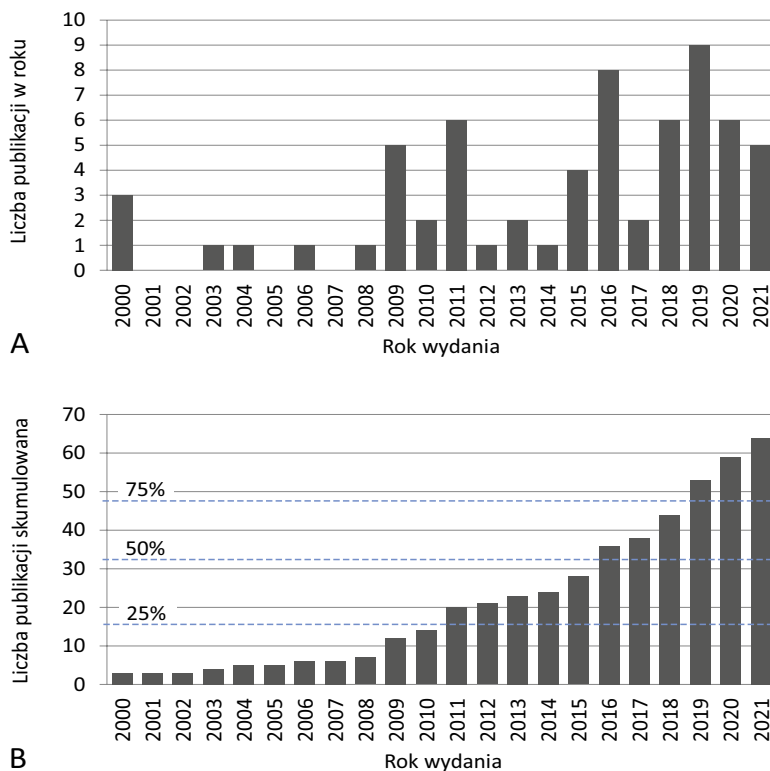
Przepisy Unii Europejskiej (Rozporządzenie Delegowane Komisji UE nr 639/2014) w art. 45 ust. 5 mówią o strefach buforowych wzdłuż cieków wodnych co następuje: „Strefy buforowe obejmują strefy buforowe wzdłuż cieków wodnych [...] oraz inne strefy buforowe. Minimalną szerokość tych innych stref buforowych określają państwa członkowskie, jednak nie może być ona mniejsza niż 1 metr. Strefy te są umiejscowione na polu uprawnym lub przylegają do niego w taki sposób, że ich dłuższe krawędzie są równoległe do krawędzi cieku wodnego lub jednolitej części wód. Wzdłuż cieków wodnych strefy te mogą obejmować pasy roślinności nadbrzeżnej o szerokości do 10 metrów. W strefach buforowych nie prowadzi się produkcji rolnej. Na zasadzie odstępstwa od wymogu nieprowadzenia produkcji państwa członkowskie mogą zezwolić na wypasanie zwierząt lub wycinanie roślin, pod warunkiem że nadal możliwe jest odróżnienie danej strefy buforowej od sąsiadujących gruntów rolnych.” Implementacja tego przepisu w polskim prawie znalazła się w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 11 marca 2015 r. w sprawie obszarów uznawanych za obszary proekologiczne oraz warunków wspólnej realizacji praktyki utrzymania tych obszarów (Dz. U. 2015 poz. 354) w §5 ust. 1 p. 2: „[...] za obszary proekologiczne uznaje się: [...] 2) inne strefy ustanowione zgodnie z art. 45 ust. 5 rozporządzenia nr 639/2014 o szerokości nie mniejszej niż 1 metr i nie większej niż 10 metrów, do których powierzchni dopuszcza się wliczenie wzdłuż cieku wodnego pasa z roślinnością nadbrzeżną o szerokości do 10 m.” Od kilku lat rolnicy ubiegający się o przyznanie płatności bezpośrednich z funduszy UE (bez rolników uczestniczących w „systemie dla małych gospodarstw”) są zobowiązani do przestrzegania przez cały rok kalendarzowy tzw. norm i wymogów wzajemnej zgodności. Normy dobrej kultury rolnej zgodnej z ochro-

na środowiska zostały ustanowione w celu wzmocnienia standardów w zakresie ochrony środowiska oraz w związku z ograniczeniem zmian klimatu, obejmują one m.in. zakaz stosowania nawozów na gruntach rolnych w pobliżu wód powierzchniowych w odległościach określonych w „Programie działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”. (ARMIR, 2021). Program ten obowiązuje w Polsce od 27 lipca 2018 r. i określa m.in. warunki stosowania nawozów w pobliżu wód: „nie można stosować nawozów na glebach zamarzniętych (z wyjątkiem gleby, która rozmarza co najmniej powierzchniowo w ciągu dnia), zalanych wodą, nasyconych wodą lub pokrytych śniegiem.” Odległości, w jakich nie wolno stosować nawozów w pobliżu wód powierzchniowych to 5 m dla nawozów z wyłączeniem gnojowicy (gnojowica 10 m) od brzegów jezior i zbiorników wodnych do 50 ha (w przypadkach jezior i zbiorników >50 ha odległość ta wynosi 20 m) oraz wód płynących (cieków naturalnych, kanałów rowów melioracyjnych) wyłączając rowy o szerokości do 5 m liczonej na górnej krawędzi brzegu rowu. Nie jest to zakaz bezwzględny, gdyż dokument ten dalej podaje wyjątki: „Jeżeli na gruntach rolnych występuje uprawa roślin, odległości określone w tabeli powyżej mogą zostać zmniejszone o połowę w przypadku: stosowania nawozów za pomocą urządzeń aplikujących je bezpośrednio do gleby, podzielenia pełnej dawki nawozów co najmniej na 3 równe dawki, przy czym odstęp między zastosowaniem tych dawek nawozu nie może być krótszy niż 14 dni.” Regulacje prawne dotyczące stref buforowych zmierzają w dobrym kierunku na rzecz środowiska, jednak wydają się obecnie niewystarczające by zapewnić skuteczne działanie buforów. Dla przykładu, nie ma mowy o zachowaniu ciągłości buforów, a jedynie o ich szerokości. Jednakże, nawet bardzo szerokie bufory występujące na krótkich odcinkach nie zapewnią tak dobrej ochrony, jak bufory ciągłe (Weller et al., 1998; Correll, 2005; Stanford et al., 2020) i dlatego ten aspekt powinien być również uwzględniany przynajmniej na poziomie zaleceń.

Optymalnym i najtańszym rozwiązaniem w kształtowaniu stref buforowych byłoby pozostawienie terenów nadrzecznych naturalnej sukcesji, jednak tam, gdzie nie jest to możliwe lub zajęłoby zbyt dużo czasu, powinno się stosować rodzimy materiał roślinny, zgodny z siedliskiem. Szczegółowe opisy przykładów takich działań nad brzegami wód w ostatnich latach w Polsce prezentuje publikacja Izydorczyk et al. (2015), będąca efektem projektu LIFE08 ENV/PL/000519 EKOROB „Ekotony dla redukcji zanieczyszczeń obszarowych”.

Wyniki kwerendy

W wyniku kwerendy otrzymano 76 unikalnych artykułów, jednakże wstępna analiza ich treści wykazała, że 12 spośród nich nie było związanych z badanym tematem i nie brano ich pod uwagę w dalszych szczegółowych analizach. Odrzucone prace zawierały hasła *riparian zone* lub *riparian corridor* w szerszym znaczeniu lub miały znaczenie marginalne dla poszukiwanej treści, choć formalnie spełniały warunki kwerendy. Spośród pozostałych 64 prac 29 było swoistych dla bazy Scopus, 14 dla Web of Science, zaś 21 znajdowało się w obu bazach. Mimo iż ramy czasowe wyszukiwania nie zostały zawężone, to najstarszy otrzymany artykuł pochodził dopiero z 2000 r. Widoczne jest rosnące zainteresowanie badaczy tematem w ostatnich kilkunastu latach (ryc. 3A): po roku 2010 opublikowano ponad 75% analizowanych prac, zaś ponad 50% z nich – od początku 2016 r. do 9 marca 2021 r. (ryc. 3b). Najliczniejszą grupę stanowiły prace dotyczące badań realizowanych w Ameryce



Ryc. 3. Liczba publikacji naukowych otrzymanych w wyniku kwerendy w latach: A – liczba w poszczególnych latach, B – liczba skumulowana (stan na 09.03.2021)

Number of scientific papers obtained from a search through bibliographical databases, as arranged by date of publication: A – number of papers per year, B – cumulative numbers of papers (through to 9th March 2021)

Północnej (25) i w Europie (16), przy czym dominowały takie kraje, jak: Stany Zjednoczone (16), Kanada (6) oraz Francja (5). Pojedyncze prace pochodziły z terenu Ameryki Południowej, Afryki, Azji i Nowej Zelandii. Piętnaście prac, głównie ze względu na przeglądowy charakter, nie miało sprecyzowanego obszaru badań. Pełen wykaz publikacji otrzymanych w wyniku kwerendy zawarto w załączniku on-line¹.

Ze względu na charakter prezentowanych badań dominowały prace empiryczne, stanowiące 57,8% wszystkich prac (ryc. 4a). Źródłem danych były głównie badania terenowe (20 prac, 26,6% całego zbioru publikacji) oraz źródła wtórne – materiały kartograficzne czy teledetekcyjne (17 prac, 31,3%). Te ostatnie często służyły jako podstawa do analiz za pomocą modeli matematycznych czy scenariuszy związanych z użytkowaniem ziemi, zwykle w powiązaniu z prognozowanymi zmianami klimatu.

Na podstawie treści artykułów, podzielono je na następujące kategorie tematyczne według dominujących wątków (ryc. 4b):

1. **Chemizm wód** [chem]. Artykuły z tej grupy tematycznej koncentrowały się na analizie efektywności różnego typu buforów nadrzecznych w ograniczaniu migracji

¹ Wykaz publikacji otrzymanych w wyniku kwerendy: patrz załącznik 1 na końcu artykułu.

- związków fosforu i azotu pochodzenia rolniczego do cieków i zbiorników wodnych. Stosowano w nich zarówno metody badań bezpośrednich (własne pomiary, dane monitoringowe), jak również modelowanie matematyczne (przede wszystkim SWAT – *Soil and Water Assessment Tool*) w celu prognozowania zmian w przyszłości. W ramach prognoz rozpatrywano m.in. scenariusze klimatyczne wg IPCC, różne sposoby użytkowania zlewni czy natężenie produkcji rolnej. Przedstawione w artykułach wyniki zgodnie wskazują na przewidywany wzrost dopływu biogenów do wód w perspektywie najbliższych 50 lat oraz stwierdzają, że stosowanie buforów nadrzecznych jest jedną z najskuteczniejszych metod istotnego łagodzenia tego wzrostu, choć nie jest metodą całkowicie wystarczającą. Konieczne jest jednocześnie ograniczanie ilości stosowanych nawozów, dostosowanie ich do faktycznych potrzeb, a także zmniejszenie obsady zwierząt na pastwiskach i gradzenie przyległych stref buforowych.
2. **Procesy fizyczne w ciekach i dolinach** [fiz]. Grupa ta obejmuje prace z szerokiego zakresu tematycznego, na który składają się: zmiany morfometrii koryta rzecznej, ładunku osadów dostarczanych ze zlewni rolniczych, zmiany natężenia procesów erozyjnych w wyniku opadów nawałnych czy wezbrań, a także wzrost temperatury wody w następstwie ocieplenia klimatu i łagodząca rola buforów wobec powyższych zjawisk. Analizowano w szczególności mechanizmy przemieszczania się do cieków związków fosforu i węgla związanych z osadem przy zastosowaniu symulacji opadów nawałnych.
 3. **Różnorodność biologiczna rzek i buforów nadrzecznych** [biol]. Badaniom podlegały zgrupowania organizmów wodnych o charakterze bioindykatorów zasiedlających cieki (np. makrobezkręgowce bentosowe, pstrąg tęczy – *Oncorhynchus mykiss*), organizmy lądowe wykorzystujące siedliska nadrzeczne (np. łos – *Alces alces*, gatunki drzewiaste występujące w lasach łęgowych), a także gatunki, których cykl życiowy jest związany zarówno ze środowiskiem lądowym, jak i wodnym (np. płazy czy niektóre owady). Jednym z ważniejszych celów tych badań było stworzenie naukowych podstaw ochrony wybranych grup organizmów i siedlisk ich życia.
 4. **Integracja buforowej i produkcyjnej funkcji roślinności nadrzecznej** [agrol]. W tej grupie znalazły się dwie prace poświęcone agroleśnictwu jako sposobowi użytkowania ziemi pozwalającemu na pogodzenie finansowych oczekiwań rolników oraz celów ochrony przed skutkami ocieplenia klimatu w skali zlewni rzecznej. Jedną z form agroleśnictwa jest przeznaczanie jednej ze stref buforów nadrzecznych na np. plantację roślin energetycznych. Prace mają aspekt aplikacyjny – zawierają m.in. wytyczne dla zarządzających.
 5. **Usługi ekosystemowe świadczone przez bufory i buforowane wody** [ES]. Artykuły z tej grupy obejmują szerokie spektrum przestrzenne – znalazło się tu zarówno studium przypadku, badania w skali regionalnej, ponadregionalnej i przeglądowe w skali świata. Zwrócono uwagę m.in. na usługi swoiste tylko dla buforów nadrzecznych, takie jak: zatrzymywanie zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych, ochrona przed zakażeniem pasożytniczym ze strony motylicy wątrobowej (*Fasciola hepatica*) – problem szczególnie istotny w krajach o ciepłym klimacie, redukcja ryzyka powodzi, wzbogacenie różnorodności biologicznej ekosystemów wodnych, ochrona brzegów rzecznych przed erozją.

6. **Wieloaspektowe porównania różnych sposobów użytkowania ziemi w zlewniach rolniczych** [użytk]. To grupa prac poświęconych analizom różnych sposobów zarządzania zlewniami rolniczymi (tzw. najlepszych praktyk – Best Management Practices), w szczególności metodom ograniczającym negatywny wpływ rolnictwa jakością wody i powietrza. Oprócz buforów brano pod uwagę m.in. obecność ekosystemów mokradłowych lub budowę systemu sztucznych mokradeł, stosowanie płodozmiannu, upraw okrywowych czy rotacyjnego wypasu zwierząt. Większość z analiz opierała się na modelowaniu w czasie i przestrzeni różnych sposobów użytkowania ziemi i implementacji scenariuszy, w tym klimatycznych. W przypadku gdy przedmiotem badań były wyłącznie bufora nadrzeczne, analizowano ich efektywność w zależności od wymiarów i typu roślinności (form życiowych). Jeden z artykułów poruszał temat kosztów wdrażania i podtrzymywania takich działań ochronnych.
7. **Rola buforów w emitowaniu gazów cieplarnianych i wiązaniu węgla** [gazy]. Jest to grupa artykułów podnosząca tematykę wiązania i uwalniania gazów przez rośliny tworzące bufora – zjawiska wpływające na jakość powietrza atmosferycznego. Analizowano wiązanie dwutlenku węgla CO_2 w biomasie, a w konsekwencji akumulację węgla organicznego w glebie, a także emisję tlenu azotu (I) N_2O (w wyniku niepełnej denitryfikacji) i metanu CH_4 . Artykuły te są silnie osadzone w tematyce współczesnych zmian klimatycznych, szczególnie w kontekście prognozowanych zmian w opadach i temperaturze powietrza. Dla przykładu, Butterbach-Bahl i Dannenmann (2011) zwracają uwagę na fakt, że ocieplenie klimatu wpływa na przebieg procesu denitryfikacji zarówno bezpośrednio – poprzez zmiany wilgotności gleby i reżimu termicznego, jak również pośrednio poprzez wzrost stężenia CO_2 w powietrzu. To, z kolei, poprzez modyfikację gospodarowania wodą i alokacją węgla przez rośliny powoduje zmiany w dostępności wody glebowej.
8. **Inne, niesklasyfikowane** [inne]. Tę najmniejszą grupę stanowi jeden artykuł z dziedziny teledetekcji, poświęcony ocenie przydatności metod opartych na danych przestrzennych do identyfikacji stref buforowych.

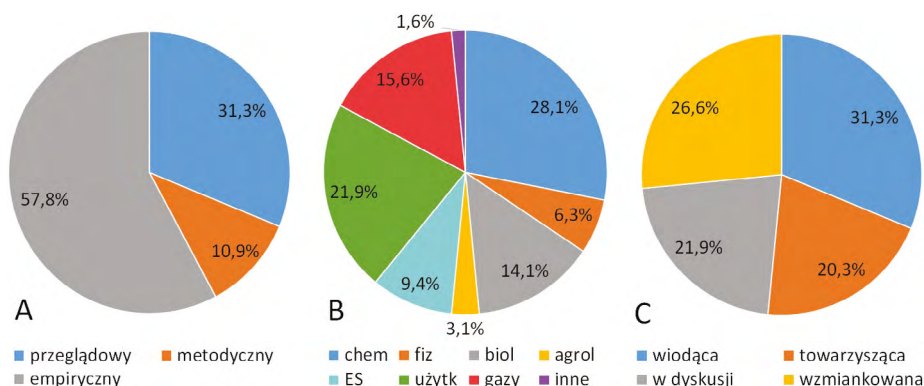
Należy zaznaczyć, iż powyższy podział ze względu na tematykę badań nie jest jedynym możliwym, ponieważ większość prac poruszała wiele rozbudowanych wątków, często trudnych do rozdzielenia i wybrania najważniejszego. Problem ten dotyczy zwłaszcza prac przeglądowych, w ich przypadku zdecydowano o przydziale do kategorii piątej, mówiącej o usługach ekosystemowych.

W ponad połowie wszystkich prac (33) rola zmian klimatu była ważna (wiodąca lub towarzysząca głównemu wątkowi) (ryc. 4c). Przejawiała się w wykorzystywaniu scenariuszy klimatycznych powiązanych z modelowaniem różnych wariantów użytkowania ziemi, pokrycia terenu czy intensyfikacji produkcji rolnej. Badano efekty różnych form działalności człowieka i nasilenia wybranych zjawisk przyrodniczych m.in. na zawartość wybranych pierwiastków (głównie azotu i fosforu) w wodach powierzchniowych i podziemnych, ładunek osadów, temperaturę wody w rzekach, emisje gazów cieplarnianych w związku z wypasem zwierząt i nawożeniem pól uprawnych, pochłanianie CO_2 przez roślinność nadrzeczną, różnorodność biologiczną ekosystemów wodnych i nadwodnych. W pracach niewykorzystujących danych/prognoz klimatycznych do modelowania, najczęściej uwzględniano zmiany klimatyczne w „Dyskusji” jako czynnik wpływający na otrzymane wyniki lub mogący istotnie kształtować badane zjawiska/procesy w przyszłości. Takie prace stanowiły około jedną piątą analizowanego zbioru (ryc. 4c). Z kolei w około jednej czwartej prac kwestia zmian

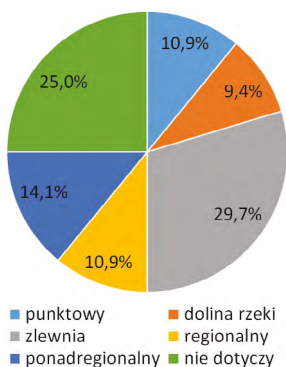
klimatycznych była jednym z elementów tła dla badań własnych lub przeglądu literatury, w kilku ekstremalnych przypadkach zamknięta w jednym zdaniu (ryc. 4c).

Zakres przestrzenny badań prezentowanych w analizowanych publikacjach był silnie zróżnicowany – od badań punktowych, prowadzonych na 2-42 stanowiskach badawczych, poprzez badania obejmujące doliny rzek lub ich znaczne fragmenty, zlewnie różnych rozmiarów, regiony fizycznogeograficzne, aż do prac dotyczących obszarów całych państw i kontynentów czy porównujących różne regiony (ryc. 5). Najliczniej reprezentowana była grupa odnosząca się do zlewni rzecznych (19 prac). Prace te w większości korespondują z pracami wykorzystującymi modelowanie matematyczne. Z kolei, badania punktowe i dolinowe prezentowały najczęściej wyniki własne pozyskane w terenie. W skali regionalnej i ponadregionalnej prezentowano wyniki niektórych prac przeglądowych, opartych o źródła monitoringowe, a także prace międzynarodowych zespołów badawczych. Dla 16 prac nie było możliwe określenie zakresu przestrzennego ze względu na ich charakter – przeglądowy, dotyczący zjawisk i procesów zachodzących w strefach nadrzecznych jako takich.

Warto wspomnieć, że w 44 publikacjach (69%) stwierdzono wyraźny aspekt aplikacyjny. Zawierały one m.in. wytyczne dla zarządzających wskazujące, które działania pozwolą



Ryc. 4. Zestawienie publikacji wybranych w kwerendzie według: A – charakteru badań, B – dominującego wątku, C – roli współczesnych zmian klimatu w treści artykułu (objaśnienia skrótów w tekście powyżej)
Publications obtained by searching through bibliographical databases, as grouped by: A – type of research paper, B – dominant idea, C – importance of climate change to the topic (abbreviations as in the text above)



Ryc. 5. Zakres przestrzenny badań prezentowanych w publikacjach wybranych w kwerendzie
Spatial range characterising the research presented in scientific papers obtained by searching through the bibliographical databases

poprawić stan wód i atmosfery. Działania, jakie zarządzający mogą podjąć to np. prowadzenie monitoringu w celu szybkiego reagowania na niekorzystne zjawiska (Nagler et al., 2009), dobieranie rodzimych gatunków roślin do nasadzeń w nadrzecznych strefach buforowych (Pagano, 2013), zapewnienie alternatywnych miejsc zacienionych dla wypasanych zwierząt, aby te nie niszczyły stref buforowych (Singh et al., 2021), stosowanie zachęt finansowych dla rolników, aby utrzymywali strefy buforowe w należytym stanie (Riley et al., 2018). Interesujące, kompleksowe podejście do zarządzania zasobami wodnymi na różnych poziomach organizacji – począwszy od strefy korytovej, poprzez strefę nadrzeczną, na zlewni skończywszy przedstawili badacze brytyjscy, irlandzcy oraz indyjscy: Riley et al. (2018), Cole et al. (2020), i Singh et al. (2021).

Podsumowanie

Ekosystemy rzeczne i nadrzeczne ściśle przywiązane do cyklu hydrologicznego i reżimu termicznego uważa się za szczególnie wrażliwe na zmiany klimatu (Ormerod, 2009). Jednocześnie, utrzymanie ich w stanie zbliżonym do naturalnego oraz umiejętne odtwarzanie w miejscach, gdzie zostały zniszczone, przyczynia się do łagodzenia zmian klimatycznych i ich konsekwencji. Drobnopowierzchniowe systemy przyrodnicze, m.in. nadrzeczne strefy buforowe, powodują nie tylko wizualne urozmaicenie, ale spełniają przede wszystkim stabilizującą rolę w utrzymaniu różnorodności biologicznej i powiązań ekologicznych w krajobrazie (Symonides, 2010), zwiększenie retencji i intensyfikację małego obiegu wody oraz zapobiegają rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń środowiska (Kraska i Kaniecki, 1995). Stwarzają zatem przestrzeń do zachowywania wody i jej oczyszczania, przez co pozwalają łagodzić suszę oraz do pewnego stopnia zmniejszają ryzyko wystąpienia powodzi na terenach bezpośrednio użytkowanych przez człowieka (Pierzgalski, 2008). Zbiorowiska leśne z racji większej powierzchni aktywnej fotosyntetycznie dodatkowo istotnie przyczyniają się do zmniejszenia stężenia CO₂ w atmosferze (Wilcock et al., 2008, Vijayakumar et al., 2020). Te pozornie utrudniające gospodarowanie struktury w krajobrazie mogą być kluczowe dla utrzymania równowagi biologicznej, a ich brak może rodzić konsekwencje w postaci np. niedoboru wody, zanieczyszczenia wód nawozami, erozji gleby, gradacji szkodników, itd., a więc pogorszenia warunków do uprawy i zwiększenia jej kosztów.

Systematyczny przegląd literatury naukowej dotyczącej funkcji buforowej ekosystemów nadrzecznych w związku z obserwowanym gwałtownym ociepleniem klimatu na świecie wykazał, że w ostatnich kilkunastu latach zdecydowanie rośnie zainteresowanie modelowaniem wpływu użytkowania ziemi w skali zlewni na przebiegające w niej procesy biogeochemiczne. Szeroko wykorzystywane są przy tym dodatkowo scenariusze klimatyczne. Wyniki tych i innych badań pokazują, że obecność buforów nadrzecznych za każdym razem poprawia jakość wody w rzekach, choć same bufory nie są wystarczające do całkowitego zahamowania prognozowanego wzrostu ładunku zanieczyszczeń. W sytuacji przenawożenia azotem pól sąsiadujących z buforem istnieje ryzyko występowania niepełnej denitryfikacji w glebie, której produktem końcowym zamiast azotu N₂ jest tlenek azotu (I) N₂O, będący gazem cieplarnianym. Wówczas to bufor staje się źródłem emisji niebezpiecznej substancji zamiast być jej neutralizatorem.

Strefy buforowe mogą być także źródłem dodatkowego dochodu dla rolnika, jeżeli są częściowo użytkowane. Warto przy tym dodać, że w celu redukcji zanieczyszczenia

wód fosforem, regularne usuwanie biomasy ze stref buforowych jest wręcz bardzo silnie zalecane (Hoffmann et al., 2009). W procesie kształtowania tych stref należy szczególnie pamiętać o zachowaniu ich ciągłości wzdłuż biegu rzeki i doborze gatunków rodzimych do nasadzeń.

Współczesne badania koncentrują się w wysoko rozwiniętych krajach Ameryki Północnej, gdzie koncepcja buforów nadrzecznych rozwijała się od drugiej połowy XX w., i Europy.

Rycina i tabele, pod którymi nie zamieszczono źródeł, są opracowaniami własnymi autorki artykułu.

Piśmiennictwo

- ARMIR, (2021). Normy i wymogi wzajemnej zgodności. Pobrane z: <https://www.arimr.gov.pl/pomoc-unijna/platnosci-bezposrednie/platnosci-bezposrednie-w-roku-2021/platnosci-bezposrednie-w-roku-2021-informacje/normy-i-wymogi-wzajemnej-zgodnosci.html> (28.07.2021).
- Aguiar, Jr., T.R., Raser, K., Parron, L.M., Brito, A.G., & Ferreira, M.T. (2015). Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management*, 149, 74-80. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.10.031>
- Boisvert-Marsh, L., Périé, C., & de Blois, S. (2014). Shifting with climate? Evidence for recent changes in tree species distribution at high latitudes. *Ecosphere*, 5(7). <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00111.1>
- Brinson, M.M., & Eckles, D. (2011). U.S. Department of Agriculture conservation program and practice effects on wetland ecosystem services: a synthesis. *Ecological Applications*, 21(3), Supplement, 116-127.
- Broadbent, F.E., & Clark, F. (1965). Denitrification. W: W.V. Bartholomew (red.), *Soil Nitrogen* (s. 347-362), Agronomy Monograph 10. Madison: American Society of Agronomy.
- Brown, D.G., Polsky, C., Bolstad, P., Brody, S.D., Hulse, D., Kroh, R., Loveland, T.R., & Thomson, A. (2014). Land use and land cover change. W: J.M. Melillo, T.(T.C.), Richmond, & G.W. Yohe (red.), *Climate Change Impacts in the United States: The Third National Climate Assessment* (s. 318-332). U.S. Global Change Research Program, 841.
- Butterbach-Bahl, K., & Dannenmann, M. (2011). Denitrification and associated soil N₂O emissions due to agricultural activities in a changing climate. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(5), 389-395. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.004>
- Castelle, A.J., Johnson, A.W., & Conolly, C. (1994). Wetland and Stream Buffer Size Requirements – A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 878-882. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050004x>
- Chapman, J.M., Proulx, C.L., Veilleux, M.A.N., Levert, C., Bliss, S., André, M.-È., Lapointe, N.W.R., & Cooke, S.J. (2014). Clear as mud: a meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures. *Water Research*, 56, 190-202. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.047>
- Christen, B., & Dalgaard, T. (2013). Buffers for biomass production in temperate European agriculture: a review and synthesis on function, ecosystem services and implementation. *Biomass and Bioenergy*, 55, 53-67. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.053>
- Cierjacks, A., Kleinschmit, B., Babinsky, M., Kleinschroth, F., Markert, A., Menzel, M., Ziechmann, U., Schiller, T., Graf, M., & Lang, F. (2010). Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplain. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173, 644-653. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900209>

- Cole, L.J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., & McCracken, D.I. (2015). Riparian buffer strips: their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211, 207-220. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.012>
- Cole, L.J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 296, 106891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- Cole, L.J., Brocklehurst, S., Elston, D.A., & McCracken, D.I. (2012). Riparian field margins: Can they enhance the functional structure of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in intensively managed grassland landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1384-1395. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02200.x>
- Correll, D.L. (2005). Principles of planning and establishment of buffer zones, *Ecological Engineering*, 24(5), 433-439. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.007>
- Dajdok, Z., & Wuczyński, A. (2005). Zróżnicowanie biocenotyczne, funkcje i problemy ochrony drobnych cieków śródpolnych. W: L. Tomiałojć, W. Drabiński (red.), *Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej*. (s. 227-252). Wrocław: Komitet Ochrony Przyrody PAN, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji AR we Wrocławiu.
- de Senerpont Domis, L.N., Elser, J.J., Gsell, A., Huszar, V.L.M., Ibelings, B.W., Jeppesen, E., Kosten, S., Mooij, W. M., Roland, F., Sommer, U., van Donk, E., Winder, M., & Lürling, M. (2013). Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshwater Biology*, 58, 463-482. <https://doi.org/10.1111/fw.12053>
- Dosskey, M.G., Vidon, P., Gurwick, N.P., Allan, C.J., Duval, T.P., & Lowrance, R. (2010). The role of riparian vegetation in protecting and improving water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 1-18. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Dybała, K.E., Matzek, V., Gardali, T., & Seavy, N.E. (2019). Carbon sequestration in riparian forests: a global synthesis and meta-analysis. *Global Change Biology*, 25(1), 57-67. <https://doi.org/10.1111/gcb.14475>
- EEA, (2004). *Impacts of Europe's changing climate. An indicator-based assessment*. EEA report 2/2004. Copenhagen: European Environment Agency.
- Forbes, H., Ball, K., & McLay, F. (2017). *Natural Flood Management Handbook*. Stirling: Scottish Environment Protection Agency.
- Gilbert, S., Norrdahl, K., Tuomisto, H., Söderman, G., Rinne, V., & Huusela-Veistola, E. (2015). Reverse influence of riparian buffer width on herbivorous and predatory Hemiptera. *Journal of Applied Entomology*, 139, 539-552. <https://doi.org/10.1111/jen.12166>
- Groffman, P.M., Boulware, N.J., Zipperer, W.C., Pouyat, R.V., Band, L.E., & Colosimo, M.F. (2002). Soil nitrogen cycling processes in urban riparian zones. *Environmental Science & Technology*, 36, 4547-4552.
- GUS, 2021. Informacja o wstępnych wynikach powszechnego spisu rolnego 2020. Informacja sygnałna. Pobrane z: <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/psr-2020/informacja-o-wstepnych-wynikach-powszechnego-spisu-rolnego-2020-webinarium-godz-1200,1,1.html> (05.04.2021).
- Hefting, M.M., Bobbink, R., & de Caluwe, H. (2003). Nitrous Oxide Emission and Denitrification in Chronically Nitrate-Loaded Riparian Buffer Zones. *Journal of Environmental Quality*, 32, 1194-1203. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1194>
- Hill, A.R. (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 25, 743-755.

- Hill, A.R. (2019). Groundwater nitrate removal in riparian buffer zones: a review of research progress in the past 20 years. *Biogeochemistry*, 143, 347-369. <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00566-5>
- Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Bruun, H.C., & Kronvang, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1942-1955. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0087>
- Huang, L., Liao, F.H., Lohse, K.A., Larson, D.M., Fragkias, M., Lybecker, D.L., & Baxter, C.V. (2019). Land conservation can mitigate freshwater ecosystem services degradation due to climate change in a semiarid catchment: The case of the Portneuf River catchment, Idaho, USA. *Science of The Total Environment*, 651, 1796-1809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.260>
- Imboden, Ch. (red.). (1987). *Riverine forests in Europe – status and conservation*. Cambridge: International Council for Bird Preservation.
- Łyzdorzyczyk, K., Michalska-Hejduk, D., Frątczak, W., Bednarek, A., Łapińska, M., Jarosiewicz, P., Kosińska, A., & Zalewski, M. (2015). *Strefy buforowe i biotechnologie ekohydrologiczne w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych*. Łódź: ERCE PAN, 287.
- Jackson, F.L., Hannah, D.M., Fryer, R.J., Millar, C.P., & Malcolm, I.A. (2017). Development of spatial regression models for predicting summer river temperatures from landscape characteristics: implications for land and fisheries management. *Hydrological Processes*, 31, 1225-1238. <https://doi.org/10.1002/hyp.11087>
- Jacobs, T.C., & Gilliam, J.W. (1985). Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *Journal of Environmental Quality*, 14(4), 472-478. <https://doi.org/10.2134/JEQ1985.00472425001400040004X>
- Jankowski, W. (2017). Skuteczność różnych metod ochrony przeciwpowodziowej i ich wpływ na przyrodę. *Przegląd Przyrodniczy*, 28(4), 110-134.
- Kankanamge, C.E., Matheson, F.E., & Riis, T. (2019). Shading constrains the growth of invasive submerged macrophytes in streams. *Aquatic Botany*, 158, art. 103125. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.004>
- Karaczun, Z.M. (2020). Polskie rolnictwo wobec skutków zmiany klimatu. W: R. Borek, A. Furdyna, A. Makowska, J. Perzyna, M. Staniszewska, & J. Zwolińska (red.), *Ekspertyza: woda w rolnictwie* (s. 12-15). Warszawa: Polski Klub Ekologiczny Koło Miejskie w Gliwicach.
- Kołaczowska, E. (2010). Obce inwazyjne gatunki roślin w krajobrazie dolin Świdra i Rządzy. W: J. Plit (red.), *Krajobrazy kulturowe dolin rzecznych. Potencjał i wykorzystanie* (s. 153-165). Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego PTG, 13. Sosnowiec: Komisja Krajobrazu Kulturowego PTG.
- Kominoski, J.S., Shah, J.J.F., Canhoto, C., Fischer, D.G., Giling, D.P., González, E., Griffiths, N.A., Larrañaga, A., Leroy, C.J., Mineau, M.M., Mcelarney, Y.R., Shirley, S.M., Swan, C.M., & Tieg, S.D. (2013). Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, 423-432. <https://doi.org/10.1890/120056>
- Kowalska, A., Affek, A., Baranowski, J., Gierszewski, P., Kaszubski, M., Kołaczowska, E., Kruczkowska, B., Regulska, E., Wolski, J., & Zawiska, I. (2019). *Raport z realizacji projektu badawczego Świadczenia tęgów jesionowo-wiązowych w dolinie środkowej Wisły*. Warszawa. <https://doi.org/10.7163/Rap.0001>
- Kraska, M., & Kaniecki, A. (1995). Mała retencja wodna w Wielkopolsce. W: L. Tomiało (red.), *Ekologiczne aspekty melioracji wodnych* (s. 123-139). Kraków: Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk.
- Kroll, S.A., Ringler, N.H., de la Cruz Cano Costa, M., & De las Heras Ibañez, J. (2017). Macroinvertebrates on the front lines: projected community response to temperature and precipitation changes in Mediterranean streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 32(1), 513-528. <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1349695>

- Krzeminska, D., Kerkhof, T., Skaalsveen, K., & Stolte, J. (2019). Effect of riparian vegetation on stream bank stability in small agricultural catchments. *Catena*, 172, 87-96. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.014>
- Laforge, M.P., Michel, N.L., Wheeler, A.L., & Brook, R.K. (2016). Habitat Selection by Female Moose in the Canadian Prairie Ecozone. *Journal of Wildlife Management*, 80(6), 1059-1068. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21095>
- Lin, C.H., Lerch, R.N., Goynes, K.W., & Garrett, H.E. (2011). Reducing herbicides and veterinary antibiotics losses from agroecosystems using vegetative buffers. *Journal of Environmental Quality*, 40(3), 791-799. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0141>
- Livingstone, D., Smyth, B.M., Foley, A.M., Murray, S.T., Lyons, G., & Johnston, C. (2021). Willow cop-pice in intensive agricultural applications to reduce strain on the food-energy-water nexus. *Bio-mass and Bioenergy*, 144, 105903. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105903>
- Louhi, P., Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., & Muotka, T. (2016). Long-term monitoring re-veals the success of salmonid habitat restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(12), 1733-1741. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0546>
- Lowrance, R.R., Todd, R.L., & Asmussen, L.E. (1984). Nutrient Cycling in an Agricultural Watershed: I. Phreatic Movement. *Journal of Environmental Quality*, 13(1), 22-27. <https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300010004x>
- Lowrance, R., Altier, L., Newbold, J., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M., Correll, D.L., Gil-William, J.W., Robinson, J.L., Brinsfield, R.B., Staver, K.W., Lucas, W., & Todd, A.H. (1997). Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Man-agement*, 21(5), 687-712. <https://doi.org/10.1007/s002679900060>
- Mafa-Attoye, T.G., Baskerville, M.A., Ofose, E., Oelbermann, M., Thevathasan, N.V., & Dunfield, K.E. (2020). Riparian land-use systems impact soil microbial communities and nitrous oxide emis-sions in an agro-ecosystem. *Science of The Total Environment*, 724(1), 138148. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138148>
- Magura, T., Tóthmérész, B., & Molnár, T. (2001). Forest edge and diversity: Carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity & Conservation*, 10, 287-300. <https://doi.org/10.1023/A:1008967230493>
- Maisonneuve, C., & Rioux, S. (2001). Importance of riparian habitats for small mammals and her-petofauna communities in agricultural landscape of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83, 165-175. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00259-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00259-0)
- Mander, Ü., Tournebize, J., Tonderski, K., Verhoeven, J.T., & Mitsch, W.J. (2017). Planning and es-tablishment principles for constructed wetlands and riparian buffer zones in agricultural catch-ments *Ecological Engineering*, 103, 296-300. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.006>
- Matuszkiewicz, J.M., Affek, A.N., & Kowalska, A. (2021). Current and potential carbon stock in the forest communities of the Białowieża Biosphere Reserve. *Forest Ecology and Management*, 502, 119702. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119702>
- Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi (2021). Emisje gazów cieplarnianych (GHG) z rolnictwa. Pobrane z: <https://www.gov.pl/web/rolnictwo/emisje-gazow-cieplarnianych-ghg-z-rolnictwa> (29.07.2021)
- Minshall, G.W., Petersen, R.C., Cummins, K.W., Bott, T.L., Sedell, J.R., Cushing, C.C., & Vanotte, R.L. (1983). Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs*, 53, 1-25.
- Minshall, G.W., Cummins, K.W., Petersen, R.C., Cushing, C.E., Bruns, D.A., Sedell, I.R., & Vanotte, R.L. (1985). Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 1045-1055.

- Mioduszewski, W., & Okruszko, T. (red.). (2016). *Naturalna, mała retencja wodna – Metoda łagodzenia skutków suszy, ograniczania ryzyka powodziowego i ochrona różnorodności biologicznej. Podstawy Metodyczne*. Polska: Globalne Partnerstwo dla Wody.
- Mudd, E., Entry, J., Lowrance, R., & Walker, H. (1995). The Influence of Management of Riparian Areas on Movement of C-14 Labelled Atrazine through Undisturbed Soil Cores. W: K.L. Campbell (red.), *Versatility of Wetlands in the Agricultural Landscape* (s. 201-210). St. Joseph, Michigan: American Society of Agricultural Engineers.
- Nagler, P.L., Glenn, E.P., & Hinojosa-Huerta, O. (2009). Synthesis of ground and remote sensing data for monitoring ecosystem functions in the Colorado River Delta, Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1473-1485. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.018>
- Naiman, R.J., Décamps, H., & McClain, M.E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Burlington: Elsevier Academic Press.
- National Research Council. (2002). *Riparian areas: functions and strategies for management*. Washington, DC: National Academy Press. <https://doi.org/10.17226/10327>
- Odum, E.P. (1977). *Podstawy ekologii*. Warszawa: PWRiL.
- Olecka, A., Bebkiewicz, K., Chłopek, Z., Doberska, A., Jędrzyński, P., Kanafa, M., Kargulewicz, I., Rutkowski, J., Sędziwa, M., Skośkiewicz, J., Waśniewska, S., Zasina, D., Zimakowska-Laskowska, M., & Żaczek, M. (2020). Poland's National Inventory Report 2020, Greenhouse Gas Inventory for 1988-2018, Submission under the UN Framework Convention on Climate Change and its Kyoto Protocol. Warszawa: Ministry of Climate.
- Ormerod, S.J. (2009). Climate change, river conservation and the adaptation challenge. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(6), 609-613. <https://doi.org/10.1002/aqc.1062>
- Osmond, D.L., Shober, A.L., Sharpley, A.N., Duncan, E.W. & Hoag, D.L.K. (2019). Increasing the Effectiveness and Adoption of Agricultural Phosphorus Management Strategies to Minimize Water Quality Impairment. *Journal of Environmental Quality*, 48, 1204-1217. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.03.0114>
- Pagano, M.C. (2013). Mitigating the impacts of climate change on disaster risks through soil ecosystem services. W: W.L. Filho (red.), *Climate Change and Disaster Risk Management* (s. 205-215). Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A., & Warren, M. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399(6736), 579-583.
- Peterjohn, W.T., & Correll, D.L. (1984). Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5), 1466-1475.
- Pierzgalski, E. (2008). Relacje między lasem a wodą – przegląd problemów, *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 2(18), 13-23.
- Pilotto, F., Bertoincin, A., Harvey, G.L., Wharton, G., & Pusch, M.T. (2014). Diversification of stream invertebrate communities by large wood. *Freshwater Biology*, 59(12), 2571-2583. <https://doi.org/10.1111/fwb.12454>
- Pinay, G., & Haycock, N.E. (2019). Diffuse nitrogen pollution control: Moving from riparian zone to headwater catchment approach. A tribute to the influence of Professor Geoff Petts. *River Research and Applications*, 35, 1203-1211. <https://doi.org/10.1002/rra.3488>
- Popescu, C., Oprina-Pavelescu, M., Dinu, V., Cazacu, C., Burdon, F.J., Forio, M.A.E., Kupilas, B., Friberg, N., Goethals, P., McKie, B.G., & Rîșnoveanu, G. (2021). Riparian Vegetation Structure In-

- fluences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. *Water*, 13(2), 188. <https://doi.org/10.3390/w13020188>
- Rickson, R.J. (2014). Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? *Science of The Total Environment*, 468-469, 1187-1197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.057>
- Riley, W.D., Potter, E.C., Biggs, J., Collins, A.L., Jarvie, H.P., Jones, J.I., ... & Siriwardena, G.M. (2018). Small Water Bodies in Great Britain and Ireland: Ecosystem function, human-generated degradation, and options for restorative action. *The Science of the Total Environment*, 645, 1598-1616. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.243>
- Rowe, M. L. & Stinnett, S. (1975). *Nitrogen in the subsurface environment*. EPA Report 660/3-75-030 Grant No. R801381. Corvallis, OR: National Environmental Research Center, Office of Research and Development.
- Rozporządzenie Delegowane Komisji (UE) nr 639/2014 z dnia 11 marca 2014 r. w sprawie uzupełnienia rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1307/2013 ustanawiającego przepisy dotyczące płatności bezpośrednich dla rolników na podstawie systemów wsparcia w ramach wspólnej polityki rolnej oraz zmiany załącznika X do tego rozporządzenia.
- Schultz, R., Isenhardt, T., Simpkins, W., & Colletti, J.P. (2004). Riparian forest buffers in agroecosystems – lessons learned from the Bear Creek Watershed, central Iowa, USA. *Agroforestry Systems*, 61, 35-50. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028988.67721.4d>
- Schultz, R.C., Colletti, J.P., Isenhardt, T.M., Marquez, C.O., Simpkins, W.W., Ball, C.J., & Schultz, O.L. (2000). Riparian forest buffer practices. W: H.E. Garrett, W.J. Rietveld, & R.F. Fisher (red.), *North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice* (s. 189-281). Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Simon, A., & Collison, A.J.C. (2002). Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, 527-546. <https://doi.org/10.1002/esp.325>
- Singh, R., Tiwari, A.K., & Singh, G.S. (2021). Managing riparian zones for river health improvement: An integrated approach. *Landscape and Ecological Engineering*, 17(2), 195-223. <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00436-5>
- Staddon, W.J., Zablutowicz, R.M., & Locke, M.A. (2001). Microbiological Characteristics of a Vegetative Buffer Strip Soil and Degradation and Sorption of Metolachlor. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1136-1142. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6541136x>
- Stott, P.A., Tett, S.F.B., Jones, G.S., Allen, M.R., Mitchell, J.F.B., & Jenkins, G.J. (2000). External Control of 20th Century Temperature by Natural and Anthropogenic Forcings. *Science*, 290(5499), 2133-2137. <https://doi.org/10.1126/science.290.5499.2133>
- Sutfin, N.A., Wohl, E.E., Dvir, K.A. (2016). Banking carbon: A review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41, 38-60. <https://doi.org/10.1002/esp.3857>
- Symonides, E. (2010). Znaczenie powiązań ekologicznych w krajobrazie rolniczym. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 10(4), 249-263.
- Thomas, C.D., & Lennon, J.J. (1999). Birds extend their ranges northwards. *Nature*, 399(6733), 213-213.
- Thorne, C.R. (1990). Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. W: J.B. Thornes (red.), *Vegetation and Erosion: Processes and Environments* (s. 125-144). Chichester, England: John Wiley & Sons.

- Tomiałoć, L. (1995). Punkt widzenia ekologa na melioracje wodne w Polsce w świetle przewidywanych zmian w środowisku przyrodniczym. W: L. Tomiałoć (red.), *Ekologiczne aspekty melioracji wodnych* (s. 7-11). Kraków: Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk.
- Turunen, J., Elbrecht, V., Steinke, D., & Aroviita, J. (2021). Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology*, 66(4), 785-798. <https://doi.org/10.1111/fwb.13678>
- Uusi-Kämppe, J., Turtola, E., Närvänen, A., Jauhiainen, L., & Uusitalo, R. (2012). Phosphorus mitigation during springtime runoff by amendments applied to grassed soil. *Journal of Environmental Quality* 41(2), 420-426. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0441>
- Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M., & Uusi-Kämppe, J. (2019). A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 270-279. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.03.0120>
- Van Herk, C.M., Aptroot, A., & Van Dobben, H. F. (2002). Long-term monitoring in The Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist*, 34(2), 141-154. <https://doi.org/10.1006/lich.2002.0378>
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T.P., Gurwick, N., Inamdar, S., Lowrance, R., Okay, J., Scott, D., & Sebestyen, S. (2010). Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 278-298. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x>
- Vijayakumar, S., Bazrgar, A.B., Coleman, B., Gordon, A., Voroney, P., & Thevathasan, N. (2020). Carbon stocks in riparian buffer systems at sites differing in soil texture, vegetation type and age compared to adjacent agricultural fields in southern Ontario, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 304, 107149. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107149>
- Welsch, D.J. (1991). *Riparian Forest Buffers*. United States Department of Agriculture-Forest Service Pub. No. NA-PR-07-91. Radnor, PA: United States Department of Agriculture-Forest Service.
- Wiejak, A. (2013). Redukcja fosforu ogólnego w ściekach z małych przydomowych oczyszczalni. *Prace Instytutu Techniki Budowlanej*, 165(1), 21-27.
- Wilcock, R., Elliott, S., Hudson, N., Parkyn, S., & Quinn, J. (2008). Climate change mitigation for agriculture: water quality benefits and costs. *Water Science & Technology*, 58(11), 2093-2099, <https://doi.org/10.2166/wst.2008.906>
- Wu, C.-L., Herrington, S.J., Charry, B., Chu, M.L., & Knouft, J.H. (2021). Assessing the potential of riparian reforestation to facilitate watershed climate adaptation, *Journal of Environmental Management*, 277, 111431. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111431>
- Wyźga, B., & Radecka-Pawlik, A. (2011). Zasady ochrony przeciwpowodziowej. *Gospodarka Wodna*, 10, 414-421.
- Young, R.A., Huntrods, T., & Anderson, W., (1980). Effectiveness of Vegetated Buffer Strips in Controlling Pollution from Feedlot Runoff. *Journal of Environmental Quality*, 9, 483-487.

Summary

Average global temperatures have been rising extremely rapidly over recent decades, with all the side-effects that may denote, including increased risks of both drought and flood,

prolongation of the growing season, intensification of other extreme weather events, potentially enhanced erosion and sediment transport through river basins, and even invasions of pests and diseases. Against that factual background, this paper presents a review, and in essence a summary, of existing scientific literature as it pertains to the functioning of the riparian ecosystems present within agricultural landscapes, as well as the former's potential role in mitigating climate change. Riparian ecosystems of course constitute areas of transition between the aquatic and terrestrial environments, and are in a position to serve as buffers, as they filter and neutralise nutrients and pesticides descending from areas at higher elevations, provide shade (that may limit the spread of light-demanding alien species), moderate stream temperatures, and work to sequester atmospheric CO₂ in both plant biomass and soil. They also support water retention in river valleys, and protect banks against erosion. Zoned buffer strips consisting of one strip of trees and one of grassy or herbaceous vegetation are shown to be among the most-effective measures deployable in the mitigation of diffuse pollution.

A search through 2 bibliographical databases (the *Web of Science Core Collection* and *Scopus*) was undertaken in respect of the terms: "riparian buffer" OR "riparian corridor" OR "riparian zone" OR "riparian strip" AND "agricultural" AND "climate change". Such a procedure allowed for the identification of 76 separate scientific papers, albeit with 12 of these warranting exclusion from further analyses on account of their actual irrelevance. The largest body of literature on this topic is seen to concentrate on highly-developed countries of North America and Europe, notably the USA, Canada and France. Deeper analysis of the papers found points to a growing interest in mathematical modelling of the effects of agricultural best-mangement practices (BMPs), in regard to future streamflow, supply of water, the transport of sediment through a basin, rates of export of nitrogen and phosphorus, etc. – with both current climatic conditions and various future scenarios for climate being taken account of. The results of all this modelling tend to show how riparian buffers may serve in a basin-based strategy for climate adaptation, by which change may actually be mitigated more effectively than it can through other BMPs, even as no full offsetting of impacts is likely to prove achievable. Many of the authors in publications selected also choose to underline the multifunctional nature of riparian ecosystems, and the specific nature of the services they have to offer. 69% of the publications analysed address implications for practice, e.g. by offering guidelines as regards conservation strategies, and/or recommendations for managers of basins or other key decision-makers when it comes to restoring or improving both the ecological health of rivers, and levels of human well-being in general.

Załącznik 1

Wykaz publikacji otrzymanych w wyniku kwerendy

Lp.	Tytuł	Rok wydania	Obszar badań
1	The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: A review	2021	–
2	Willow coppice in intensive agricultural applications to reduce strain on the food-energy-water nexus	2021	Irlandia
3	Assessing the potential of riparian reforestation to facilitate watershed climate adaptation	2021	USA
4	Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica	2021	Kostaryka
5	Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach	2021	–
6	Carbon stocks in riparian buffer systems at sites differing in soil texture, vegetation type and age compared to adjacent agricultural fields in southern Ontario, Canada	2020	Kanada
7	Increases in soil and woody biomass carbon stocks as a result of rangeland riparian restoration	2020	USA
8	Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review	2020	–
9	In-stream habitat and macroinvertebrate responses to riparian corridor length in rangeland streams	2020	USA
10	Runoff and sediment production from harvested hillslopes and the riparian area during high intensity rainfall events	2020	USA
11	Visualizing climate change adaptation: An effective tool for agricultural outreach?	2020	USA
12	The Long-Term Effects of Land Use and Climate Changes on the Hydro-Morphology of the Reno River Catchment (Northern Italy)	2019	Włochy
13	A Novel Approach for the Integral Management of Water Extremes in Plain Areas	2019	Argentyna
14	Increasing the Effectiveness and Adoption of Agricultural Phosphorus Management Strategies to Minimize Water Quality Impairment	2019	–
15	Diffuse nitrogen pollution control: Moving from riparian zone to headwater catchment approach – A tribute to the influence of Professor Geoff Petts	2019	–
16	Groundwater nitrate removal in riparian buffer zones: a review of research progress in the past 20 years	2019	–
17	Land conservation can mitigate freshwater ecosystem services degradation due to climate change in a semiarid catchment: The case of the Portneuf River catchment, Idaho, USA	2019	USA
18	Impact of an Extreme Storm Event on River Corridor Bank Erosion and Phosphorus Mobilization in a Mountainous Watershed in the Northeastern United States	2019	USA
19	Synergistic effects of climate change and agricultural intensification on steel-head <i>Oncorhynchus mykiss</i> in the interior Columbia River basin	2019	USA

20	Agricultural water quality in cold climates: Processes, drivers, management options, and research needs	2019	–
21	Agroforestry in Europe: A land management policy tool to combat climate change	2018	Europa
22	Evidence for the impacts of agroforestry on agricultural productivity, ecosystem services, and human well-being in high-income countries: a systematic map protocol	2018	–
23	Impacts of environmental stressors on the water resources of intensively managed hydrologic systems	2018	USA
24	Tracing of particulate organic C sources across the terrestrial-aquatic continuum, a case study at the catchment scale (Carminowe Creek, southwest England)	2018	Anglia
25	Assessment of organic carbon in wetlands and riparian zone. case study: common floodplain of Jijia-Prut Rivers, Romania	2018	Rumunia
26	Small Water Bodies in Great Britain and Ireland: Ecosystem function, human-generated degradation, and options for restorative action	2018	Wielka Brytania, Irlandia
27	Release of dissolved phosphorus from riparian wetlands: Evidence for complex interactions among hydroclimate variability, topography and soil properties	2017	Francja
28	Nitrogen nutrients in a subtropical river: temporal variation and analysis at different spatial scales	2017	Meksyk
29	Climate regulation, energy provisioning and water purification: Quantifying ecosystem service delivery of bioenergy willow grown on riparian buffer zones using life cycle assessment	2016	Szwecja
30	Habitat selection by female moose in the Canadian prairie ecozone	2016	Kanada
31	Interactive influences of climate change and agriculture on aquatic habitat in a Pacific Northwestern watershed	2016	USA
32	Comparative Analysis of Woody Composition of Farmlands and Forest Reserve Along Afram River in a Tropical Humid Savanna of Ghana: Implications to Climate Change Adaptation	2016	Ghana
33	Riparian responses to extreme climate and land-use change scenarios	2016	Portugalia
34	Resource subsidies between stream and terrestrial ecosystems under global change	2016	–
35	Conservation Science Statement. the demise of New Zealand's freshwater flora and fauna: A forgotten treasure	2016	Nowa Zelandia
36	Floods and water quality in Canada: A review of the interactions with urbanization, agriculture and forestry	2015	Kanada
37	Economic Analysis of Climate Change Best Management Practices in Vermont Agriculture	2015	USA
38	Spatial Quantification of Non-Point Source Pollution in a Meso-Scale Catchment for an Assessment of Buffer Zones Efficiency	2015	Polska
39	Simulation of watershed hydrology and stream water quality under land use and climate change scenarios in Teshio River watershed, northern Japan	2015	Japonia
40	Biomass carbon, nitrogen and phosphorus stocks in hybrid poplar buffers, herbaceous buffers and natural woodlots in the riparian zone on agricultural land	2015	Kanada
41	Land use and climate variability amplify carbon, nutrient, and contaminant pulses: A review with management implications	2014	–

III

42	Modeling the effects of agricultural BMPs on sediments, nutrients, and water quality of the Beaurivage River watershed (Quebec, Canada)	2013	Kanada
43	Mitigating the Impacts of Climate Change on Disaster Risks Through Soil Ecosystem Services	2013	Brazylia
44	Carbon management of commercial rangelands in Australia: Major pools and fluxes	2012	Australia
45	Advances in forest hydrology: challenges and opportunities	2011	–
46	U.S. Department of Agriculture conservation program and practice effects on wetland ecosystem services: a synthesis	2011	USA
47	Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation	2011	Dania i Turcja
48	A spatial model approach for assessing windbreak growth and carbon stocks	2011	USA
49	Denitrification and associated soil N ₂ O emissions due to agricultural activities in a changing climate	2011	–
50	Influence of subsurface drainage on quantity and quality of dissolved organic matter export from agricultural landscapes	2011	USA
51	Cattle, clean water, and climate change: Policy choices for the Brazilian agricultural frontier	2010	Brazylia
52	Attenuating excessive sediment and loss of biotic habitat in an intensively managed midwestern agricultural watershed	2010	USA
53	Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency	2009	–
54	International Phosphorus Workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies- Risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins	2009	–
55	Nitrous oxide (N ₂ O) in the Seine river and basin: Observations and budgets	2009	Francja
56	Synthesis of ground and remote sensing data for monitoring ecosystem functions in the Colorado River Delta, Mexico	2009	Meksyk
57	Sources of dissolved organic carbon during stormflow in a headwater agricultural catchment	2009	Francja
58	Climate change mitigation for agriculture: water quality benefits and costs	2008	Nowa Zelandia
59	Spatialised fate factors for nitrate in catchments: Modelling approach and implication for LCA results	2006	Francja
60	Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: Calibration and scenario analyses for the Kervidy catchment (W. France)	2004	Francja
61	Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones	2003	Holandia
62	Nitrous oxide production in riparian zones and its importance to national emission inventories	2000	–
63	Climate change and biodiversity conservation in Great Plains agroecosystems	2000	USA
64	Quantity and quality of autumnal litterfall into a rehabilitated agricultural stream	2000	Kanada