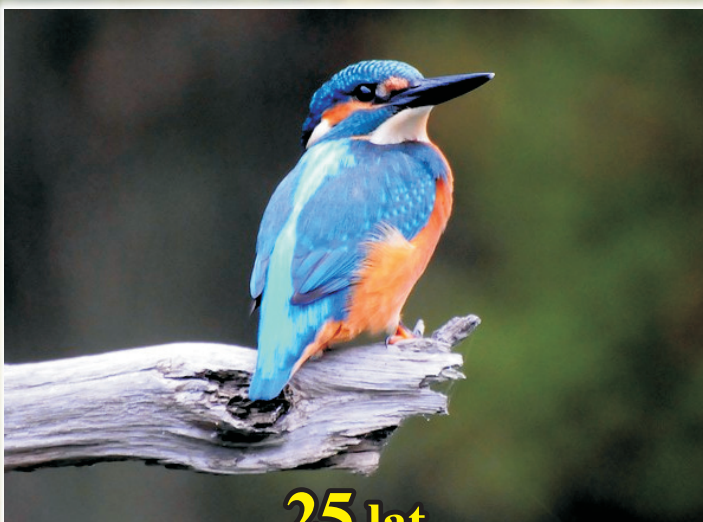




**WYŻSZA SZKOŁA
ZARZĄDZANIA ŚRODOWISKIEM
W TUCHOLI**

OCHRONA PRZYRODY W TUCHOLSKIM PARKU KRAJOBRAZOWYM

**Praca zbiorowa pod redakcją
Agnieszki E. Ławniczak**



25 lat

Tucholskiego Parku Krajobrazowego

TUCHOLA 2010

OCHRONA PRZYRODY W TUCHOLSKIM PARKU KRAJOBRAZOWYM

*Praca zbiorowa pod redakcją
Agnieszki E. Ławniczak*



25 lat

TUCHOLA 2010

Recenzenci:

prof. dr hab. Andrzej Klimek

prof. dr hab. Janina Zbierska

Projekt okładki:

Krzysztof Kannenberg, Daniel Wierzchucki

Redakcja monografii:

Agnieszka E. Ławniczak

Redakcja techniczna:

Daniel Wierzchucki

Wydawnictwo współfinansowane ze środków:

Województwa Kujawsko-Pomorskiego



Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej w Toruniu

ISBN 978-83-924457-5-3

Copyright © by

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

Wydawnictwo Wyższej Szkoły Zarządzania Środowiskiem w Tucholi
ul. Pocztowa 13, 89-500 Tuchola

Wydano na zlecenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego w Tucholi

Skład i druk:

Firma Usługowo-Wydawnicza "DANIEL" Ewa Wierzchucka

ul. Wiatrakowa 3, 89-400 Sępólno Krajeńskie, tel. 52 388 38 56

Ku pamięci

Marka Wilcza

Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody
w Bydgoszczy w latach 1988-1996

*Pozostał we wspomnieniach przyjaciół przyrodników,
w rozgwarze zieleni lasów oraz srebrzystych rzek i jezior,
pozostał w niemym szarym kamieniu
– w sercu wdzięcznych Borów Tucholskich*

SPIS TREŚCI

	Przedmowa	
	Remigiusz Popielarz	7
Rozdział I	Ekonomia a ekologia w dobie globalizacji	
	Krzysztof Kannenberg, Agata Kubiczek	9
	<u>OCENA STANU EKOLOGICZNEGO WÓD I MOKRADEŁ</u>	
Rozdział II	New methods of river assessment fulfilling requirements of WFD implemented in the Tuchola Landscape Park	
	Francis Hugh Dawson, Krzysztof Szoszkiewicz	20
Rozdział III	Zmiany jakości wód i odpływu rzek Tucholskiego Parku Krajobrazowego	
	Elwira Jutrowska	36
Rozdział IV	Główne zagrożenia i ochrona terenów podmokłych na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego	
	Agnieszka E. Ławniczak, Remigiusz Popielarz	46
	<u>FLORA</u>	
Rozdział V	Makrofity rzek Tucholskiego Parku Krajobrazowego	
	Szymon Jusik, Tomasz Zgoła, Remigiusz Popielarz	63
Rozdział VI	Najcenniejsze porosty Tucholskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona	
	Ludwik Lipnicki	78
	<u>FAUNA</u>	
Rozdział VII	Długoletni monitoring populacji zimorodka w Tucholskim Parku Krajobrazowym	
	Roman Kucharski	96
Rozdział VIII	Wyniki obrączkowania zimorodka (<i>Alcedo atthis</i>) na Podblanicku i Środkowej Węławie w latach 2004 - 2009, przyczynek do poznania dynamiki populacji i migracji gatunku	
	Pavel Čech	106

Rozdział IX	Zmiany liczebności, sukcesu lęgowego i wybiórczości miejsc gnieźdzenia populacji bociana białego <i>Ciconia ciconia</i> (L.) w Tucholskim Parku Krajobrazowym w latach 2004-2010	
	Piotr Indykiewicz, Jarosław Kuchciński	117

Rozdział X	Makrobezkręgowce bentosowe wybranych rzek Tucholskiego Parku Krajobrazowego (Czerskiej Strugi, Bielskiej Strugi oraz Stążki)	
	Alicja Kortas, Natalia Dziwak, Monika Florek, Katarzyna Kaczmarek, Aleksandra Walda, Aleksandra Wiciak, Szymon Jusik	129

PRZEDMOWA

Powołując Tucholski Park Krajobrazowy w 1985 roku dostrzegano potrzebę ochrony najcenniejszych fragmentów ówczesnego Województwa Bydgoskiego dla kontynuacji dotychczasowych badań naukowych w Borach Tucholskich, pozostawiając jednocześnie możliwość rozwoju lokalnej społeczności. Nie mniej ważna była również konieczność zachowania tego lesistego regionu jako terenu wypoczynkowego dla mieszkańców wielkich aglomeracji biorąc pod uwagę stosunkowo niewielkie zanieczyszczenie środowiska spowodowane znaczną odległością od ośrodków przemysłowych.

Powstające kolejne parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu i wreszcie Park Narodowy „Bory Tucholskie” oraz rezerваты przyrody stworzyły w Borach Tucholskich system ekologiczny zróżnicowanej intensywności użytkowania zasobów przyrodniczych. Przez lata funkcjonowania system ten sprawdził się i przyniósł zdefiniowany efekt w postaci uznania na skalę międzynarodową jako dziesiąty i największy w Polsce Rezerwat Biosfery. Powołanie rezerwatu jest wynikiem 20 letniej współpracy środowisk naukowych, pracowników parku narodowego i parków krajobrazowych, władz samorządowych i organizacji pozarządowych. Nadanie temu obszarowi międzynarodowej rangi, marki rozpoznawalnej na całym świecie, z pewnością przyczyni się do promocji Borów Tucholskich, w tym Tucholskiego Parku Krajobrazowego, jako obszaru, na którym rozwój ekonomiczny idzie w parze z ochroną przyrody, krajobrazu i dziedzictwa kulturowego realizując ideę zrównoważonego rozwoju mieszcząc się również w założeniach programu UNESCO Człowiek i Biosfera.

Zaszczytnym wyróżnieniem i znamienym w czasie jest, że właśnie 25. lecie Tucholskiego Parku Krajobrazowego zbiegło się z uznaniem Rezerwatu Biosfery „Bory Tucholskie”. Nie byłoby to możliwe bez ciągłego pogłębiania wiedzy o tych terenach przy aktywnej współpracy z ośrodkami naukowymi, lokalnymi samorządami i administracją leśną.

W 2000 roku ukazała się pierwsza monografia podsumowująca dotychczasowe badania naukowe w 15. letnim okresie od powstania parku. Dziś, po 10 latach możliwe jest uzupełnienie tych informacji w kolejnym wydawnictwie tego typu. Nową tematyką poruszaną w monografii jest ocena ekologiczna rzek. Kontynuując zagadnienia związane z wodą i terenami podmokłymi nie może zabraknąć informacji o awifaunie, w tym oczywiście

nowych danych o populacji zimorodka z Doliny Brdy. Natomiast odrębnym zagadnieniem ciekawym dla obszaru całych Borów Tucholskich jest występowanie tu niezwykle rzadkich gatunków porostów.

Oddając tę pozycję do druku jestem głęboko przekonany, że będzie ona cenna i pomocna dla zainteresowanych przyrodą Tucholskiego Parku Krajobrazowego.

Wszystkim, którzy przyczynili się do powstania i ochrony naszego parku składam serdeczne podziękowania za ich dotychczasowy wkład.

Remigiusz Popielarz

ROZDZIAŁ I

EKONOMIA I EKOLOGIA W DOBIE GLOBALIZACJI

EKONOMIA, EKOLOGIA – PODSTAWOWE POJĘCIA

Termin ekonomia pochodzi z greckiego oikos – dom i nomos – prawo, reguła. Pierwszy raz pojawia się u Ksenofonta (taki tytuł nosi jedno z jego dzieł). Starożytni przez to słowo rozumieli zasady prowadzenia gospodarstwa domowego. Inna szkoła mówi, że słowo ekonomia jest połączeniem słów oikos – dom, gospodarstwo domowe i nomeus – człowiek, który zarządza, przydziela. Czasownik oikonomeo oznacza więc kierowanie domem. Ksenofont rozumiał oikonomikos jako kierowanie gospodarstwem domowym [Bochenek 2004].

Jednym z podstawowych problemów ekonomii jest rzadkość dóbr. Niemal wszystko jest rzadkie: żadna ilość dóbr nie jest w stanie całkowicie usatysfakcjonować społeczeństwa, bez względu na stopień jego zamożności każdy woli więcej niż mniej (tzw. problem rzadkich zasobów). Ekonomia jest zatem nauką o tym, jak jednostka i społeczeństwo decydują o wykorzystaniu zasobów w celu wytwarzania różnych dóbr i rozdzielania ich na konsumpcję obecną lub przyszłą, pomiędzy różne osoby i różne grupy w społeczeństwie¹.

W literaturze przedmiotu ekonomia charakteryzowana jest przez pryzmat trzech pytań: co, jak i dla kogo produkować²? Wprawdzie definicja taka trafnie określa podstawowe problemy gospodarki związane z produkcją, dystrybucją i konsumpcją dóbr, ale nie wyczerpuje całej tematyki ekonomii. Wiele zagadnień będących jej przedmiotem nie dotyczy ani produkcji, ani bogactwa³.

Ekonomia, niezależnie od tego, że wyróżnia się od innych nauk społecznych znacznie większym zakresem formalno-dedukcyjnego modelowania, ze względu na samą istotę procesu gospodarowania, którego podmiotem i celem zarazem jest człowiek, niekoniecznie zredukowany do

¹ Problemu rzadkości rozwiązać się nie da, można go jedynie złagodzić i to jest zadaniem ekonomistów.

² Pytania te można mnożyć np. ile, kiedy, po jakiej cenie?

³ Pod koniec XX wieku naukowcy związani głównie z chicagowską i wirgińską szkołą w ekonomii stosowali ekonomiczną metodologią do analizowania tak odległych od encyklopedycznej definicji ekonomii jak małżeństwa, przestępczość, uczęszczanie do kościoła itd. [McKenzie i Tullock 1978]

modelu *homo oeconomicus*, była, jest i będzie nauką społeczną. Powstaje jednak ważne pytanie: jaka jest jej relacja do innych dyscyplin społecznych, a w szczególności socjologii, psychologii, ale także prawa, politologii czy historii. Ostatnio mamy do czynienia ze swoistą ekspansją ekonomii, z ogarnianiem obszarem analizy ekonomicznej dziedzin aktywności społecznej uznawanych tradycyjnie za „nieekonomiczne”: rodzina, religia, prawo (ekonomiczna teoria prawa), polityka (Nowa Ekonomia Polityczna jako ekonomiczna teoria państwa i polityki), nie mówiąc o historii (Nowa Historia Gospodarcza), czy geografii. Można by powiedzieć, że w rozwoju ekonomii w drugiej połowie XX wieku mieliśmy do czynienia ze swoistym „imperializmem ekonomicznym”. Jednak wielu ekonomistów dostrzega też potrzebę i celowość swoistej „kooperacji”, rozumianej jako otwieranie się poznawcze i metodologiczne ekonomii na inne nauki społeczne. Ta współpraca może i powinna obejmować również nauki behawioralne i eksperymentalne, a w szczególności psychologię (co w sposób naturalny ma już miejsce na gruncie ekonomii behawioralnej czy eksperymentalnej, także finansów) i biologię (co z kolei ma miejsce na gruncie ekonomii ewolucyjnej, czy ekologicznej)[Fiedor 2010].

Biorąc pod uwagę zarówno czynnik historyczny w rozwoju ekonomii, jak i potrzebę jej społecznej użyteczności, jest oczywiste, że w rozwoju ekonomii jako nauki muszą być postrzegane nowe, ważne zjawiska, procesy i trendy ekonomiczno-cywilizacyjne. Szczególne wyzwania tworzą w tym zakresie:

- kształtowanie się tzw. nowej gospodarki i społeczeństwa informacyjnego (opartego na wiedzy) oraz rosnąca rola edukacji i innowacji w procesie wzrostu,
- globalizacja gospodarki światowej i dramatyczne pogłębianie się nierówności cywilizacyjnych i dochodowych w świecie,
- ekologiczne uwarunkowania i skutki dotychczasowych wzorców rozwoju,
- wpływ odmienności kulturowych i światopoglądowych na wzorce zachowań mikroekonomicznych i modele rozwoju społeczno-gospodarczego.

Rodzi się w związku z tym pytanie, czy i w jakim zakresie implikuje to potrzebę zasadniczej rewizji paradygmatu współczesnej ekonomii. Wydaje się, że pogłębiona refleksja teoretyczna nad wyżej wskazanymi, czy innymi procesami i trendami nie będzie prowadzić do zasadniczej rewizji paradygmatu współczesnej ekonomii, ale jedynie jego modyfikacji i wzbogacania. Innym zagadnieniem jest natomiast potrzeba poszukiwania takich rozwiązań

w polityce gospodarczej, w tym narzędzi określanych mianem *global governance*, które pozwalałyby skuteczniej niż to ma miejsce współcześnie, rozwiązywać realne problemy, jakie są związane z procesem globalizacji, dramatycznym pogłębianiem się nierówności cywilizacyjnych i dochodowych w świecie, czy rosnącą rolą edukacji i nauki we współczesnym rozwoju gospodarczym [Fiedor 2010].

Niezależnie od potrzeby stałego poszukiwania i doskonalenia podstaw teoretycznych i tożsamości metodologicznej, ekonomia była i pozostaje nauką o uogólniarnym charakterze. Oznacza to, że powinna ona formułować uogólnienia, które nie tylko dobrze objaśniają zmieniającą się rzeczywistość gospodarczą, stając się podstawą predykcji zjawisk i procesów gospodarczych, ale również pozwalają tak nimi sterować w politykach makroekonomicznych, sektorowych, polityce strukturalnej, regulacji publicznej itp., że społeczeństwo i gospodarka osiągają maksymalnie wiele korzyści dzięki wykorzystaniu dostępnych zasobów [Fiedor 2010].

Ekologia (gr. oikos + logos = dom + nauka) – nauka o strukturze i funkcjonowaniu przyrody, zajmująca się badaniem oddziaływań pomiędzy organizmami, a ich środowiskiem [Odum 1982]. Ekologia zajmuje się badaniem powiązań między wspólnotą biotyczną a środowiskiem abiotycznym (układy biologiczne istnieją w sieci powiązań między sobą i otaczającym środowiskiem), opartych na różnego rodzaju interakcjach, komunikacjach i informacjach. Odkrywanie tej prawdy dokonało się od starożytności do współczesności, ale ekologia jako samodzielna nauka rozwinęła się w zasadzie w XIX w.

Termin, jak i definicję ekologii po raz pierwszy podał Ernst Haeckel w 1866 r. w oparciu o greckie słowo *oikos*, które oznacza dom lub siedlisko: „*Ekologia dotyczy stosunku zwierzęcia do jego środowiska organicznego i nieorganicznego, szczególnie przyjazne lub wrogie stosunki z tymi roślinami i zwierzętami, z którymi wchodzi w kontakt*”. Ta pierwsza definicja Haeckla została przez niego rozszerzona w 1870 r.: „*Przez ekologię rozumiemy wiedzę dotyczącą ekonomii przyrody – badania całości stosunku zwierzęcia zarówno do jego środowiska nieorganicznego, jak i organicznego włączając w to przede wszystkim jego przyjazne i wrogie stosunki z tymi roślinami i zwierzętami, z którymi wchodzi w bezpośredni kontakt – jednym słowem, ekologia jest badaniem tych wszystkich skomplikowanych wzajemnych stosunków przedstawionych przez Darwina jako »walka o byt«*”. Ta definicja, uściślona w 1895 r. przez Forbesa, w zasadzie jest aktualna, z zastrzeżeniem, że słowo „zwierzę” (Haeckel był zoologiem) należy zastąpić słowem „organizm” [Dobrowolski 2010].

Kształtowanie się właściwego dla ekologii zakresu pojęć, definicji i badań odbywało się w końcu XIX i na początku XX w. Miało swe źródła w badaniach botanicznych i zoologicznych i doprowadziło do wyodrębnienia się ekologii jako samodzielnej dziedziny wiedzy. Ma ona sprecyzowany zakres, własne hipotezy i teorie badawcze, własną metodę i metodologię badań. Wyrosła z kręgu badań biologicznych i nadal jest częścią biologii [Dobrowolski 2010].

Ze względów zarówno filozoficznych jak i utylitarnych pojęcie „ekologia” używane bywa w szerokim kontekście znaczeniowym. Określenia ekologia, ekologiczny są często używane w języku potocznym w szerokim i czasem nieprecyzyjnym sensie znaczeniowym, nie zawsze związanym z ekologią jako nauką. Często odnoszą się do sozologii (nauki zajmującej się problemami ochrony przyrody i jej zasobów, między innymi w celu zapewnienia trwałości ich użytkowania), a nawet filozofii ekologicznej (ekofilozofii), działalności społecznej czy artystycznej.

Termin sozologia pochodzi od gr. *sodzo*=ochraniać (ocalać, zachowywać, ratować, pomagać)+ *logos*=nauka, co oznacza naukę o czynnej ochronie środowiska naturalnego. Termin ten do polskiego słownika naukowego wprowadził na początku lat sześćdziesiątych XX wieku polski geolog W. Goetla. Według niego, termin ten oznacza naukę o ochronie przyrody, o ochronie naturalnego środowiska człowieka. Od tego czasu termin sozologia został wzbogacony nowymi treściami i tym samym poszerzono jego zakres [Dołęga 2006].

Do przykładowych problemów i zagadnień wchodzących w zakres naukowych badań sozologicznych należą:

- opis faktyczny stanu przyrody w świecie,
- określenie obiektów, które zanieczyszczają i niszczą środowisko naturalne człowieka,
- przeprowadzenie badań technicznych i technologicznych w celu wprowadzenia urządzeń oczyszczających i technologii nieuciążliwych dla naturalnego środowiska człowieka,
- badanie wpływu zmienionego środowiska na organizmy żywe, w tym na człowieka,
- tworzenie zabezpieczeń prawnych i administracyjnych w skali międzynarodowej i krajowej w celu realizacji programów ochrony naturalnego środowiska człowieka,
- budzenie świadomości moralnej i etycznej wrażliwej na jakość naturalnego środowiska człowieka,

- wychowanie – na różnych szczeblach edukacji narodowej – w duchu wrażliwości na wartości naturalnego środowiska człowieka,
- szukanie środków zmniejszających zanieczyszczenie naturalnego środowiska człowieka i eliminowanie źródeł jego zanieczyszczeń,
- badanie wpływu środowiska naturalnego na stan psychiczny człowieka,
- prowadzenie medycznych badań nowych jednostek chorobowych, powstałych pod wpływem zmienionego środowiska,
- zabezpieczenie „czystych” rezerw genetycznych [Dołęga 2006].

Powyższy wykaz zagadnień i problemów nie jest kompletny, ale w sposób wystarczający ilustruje bogatą i zróżnicowaną treść pojęcia sozologii.

EKOLOGIA W DOBIE GLOBALIZACJI

Globalizm (łac. globale – tworzyć kulę, gromadzić się) – trend, polegający na dążeniu do utworzenia jednolitego organizmu, którego zadanie polegałoby na kierowaniu całym światem.

Nie wnikając w różnice definicyjne pojęcia globalizacji, najogólniej, ujmując ją jako aktualnie formujący się ostatni etap industrializacji (kapitalizmu), przybierający postać specyficznej społecznej organizacji o zasięgu światowym, opartej na multimedialnych technologiach, charakteryzującej się ponadpaństwową dyfuzją kapitału i zasadą wolnego handlu w dziedzinie gospodarki oraz upodobnianiem się wzorów kultury, szczególnie w wydaniu masowym. Jest w tym sensie globalizacja określoną koncepcją rozwoju społeczno-gospodarczego, wynikającą głównie z zasad neoliberalizmu, szczególnie tego w wydaniu A. von Hayeka i M. Friedmana. Podkreśla się w tym ujęciu wielopłaszczyznowość procesów globalizacyjnych; występują one w dziedzinach życia gospodarczego, ekologicznego, informacyjnego, kulturowego i społecznego. Zwraca się też uwagę na specyficzne właściwości globalizacyjnej epoki, jakimi są: deterytorializacja zjawisk i procesów społecznych, powstanie ponadpaństwowej, ponadnarodowej i ponadcywilizacyjnej przestrzeni społecznej oraz generowanie nowej, zunifikowanej jakości życia człowieka w płaszczyźnie tak indywidualnej, jak i zbiorowej [Pietras 2002].

Tak ujmowana globalizacja w obszarze społecznej percepcji jest różnie waloryzowana. Z jednej strony, najczęściej, jest traktowana jako zagrożenie dla dalszego rozwoju ludzkości. Wskazuje się tu m.in. na dyktat „zysku”, jako naczelnej zasady społecznego rozwoju, przy jednoczesnym poświęceniu spraw

dobra publicznego (choćby w zakresie ekologii); na podporządkowanie gospodarek państwowych ponadnarodowym korporacjom i instytucjom finansowym; na wzrost ubóstwa, strukturalnego bezrobocia i dysproporcji w dystrybucji wyprodukowanych dóbr (zasada 20-80%); na ubezwłasnowolnienie państw narodowych; na uniformizację kultury i jej „macdonalizację”; wreszcie na powstanie ukrytego światowego centrum dyspozycyjnego. Z drugiej strony, ubolewając nad niektórymi aspektami globalizacji, zaznacza się obiektywny jej charakter i szanse, przy rozumnym wykorzystaniu jej mechanizmów, na pokonanie trudności stojących przed dalszym rozwojem ludzkości, przykładowo takich jak: głód, wojny narodowe, praca zarobkowa czy powszechny dostęp do elementarnej edukacji. Problem globalizacji staje się areną dyskusji nad kierunkami rozwoju społeczeństwa ludzkiego, jego zagrożeniami i nadziejami [Gawor2006].

Globalizacja może zatem ułatwić przepływ dóbr i dać szanse rozwojową, z drugiej zaś strony daje możliwość większego rozwoju dużych koncernów takich jak Coca Cola co de facto odbija się na nierównym podziale pomiędzy bardzo bogatych a bardzo biednych. Globalizacja również ma na celu ujednolicenie rynków (może to być zarówno zaletą jak i wadą). Nie bez znaczenia jest też fakt, że przez globalizację zostaje narzucony konsumpcyjny styl życia, z ekonomicznego punktu widzenia jest to rzecz dobra gdyż umożliwia produkcję coraz to nowych dóbr przez co są i nowe miejsca pracy co przy zbytnej konsumpcyjności również prowadzi do błędnego koła człowiek będzie musiał pracować coraz więcej by zakupić coraz to nowe dobra, zostanie wzbudzony tzw. sztuczny popyt.

Reasumując globalizacja ma dwa oblicza pozytywne i negatywne. Z jednej strony pozytywnym wydźwiękiem jest ogólnoswiatowa dostępność do dóbr materialnych jak i również łatwiejszy dostęp do informacji i mediów, z drugiej zaś strony pogłębiać się będzie zapaść pomiędzy bogatymi a biednymi, trwać będzie wyzysk stosowany przez duże koncerny, jak i również postępująca degradacja środowiska naturalnego. Zjawisko globalizacji spotyka się zatem z jednej strony z gorącą aprobatą, z drugiej strony z aktywnym oporem np. szczyt anty G8.

A co z ekologią? W obecnym czasie trwa degradacja środowiska naturalnego pod budowę nowych miast, pól uprawnych czy hipermarketów i autostrad⁴. W tym miejscu warto zwrócić uwagę na konflikt pomiędzy ekologią a globalizacją.

⁴ Taką sytuację mogliśmy czy też nadal możemy zaobserwować w Polsce przy budowie autostrady przez Dolinę Rozpudy

Globalizacja również może przyczynić się do nadmiernego eksploataowania surowców mineralnych w imię wzrostu ogólnoświatowego na nie zapotrzebowania, wynika to m.in. z konsumpcyjnego stylu życia. Nadmierne eksploataowanie surowców i dążenie do zapewnienia szerokiego do nich dostępu są często przyczyną przesilen politycznych, a niekiedy konfliktów zbrojnych.

ANTYGLOBALIZM I FILOZOFIA ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU JAKO GLOBALIZACYJNE ALTERNATYWY

Antyglobalizm jest samorzutnym ruchem sprzeciwu wobec tendencji globalizacyjnych współczesnego świata. Nie ma on charakteru zinstytucjonalizowanego, ani nawet jednorodnego. Aktywiści antyglobalizmu rekrutują się spośród przeciwników działalności ponadnarodowych korporacji, Światowej Organizacji Handlu, Banku Światowego, Międzynarodowego Funduszu Walutowego, słowem wszystkich tych instytucji ekonomicznych, działających w skali globalnej, usiłujących nadać jednolitość światowemu systemowi gospodarczemu. Znajdują się w tym szeregu także ekolodzy, obrońcy praw człowieka, anarchiści, utopijni lewicowcy, przeciwnicy transgenicznej żywności, zwolennicy kultywowania kulturowej różnorodności i zachowania regionalnych autonomii [Gawor 2006].

Ruch antyglobalistyczny narodził się w 1999 roku w Seattle, gdzie około 50 tysięcy demonstrantów gwałtownie wyraziło sprzeciw wobec obrad Światowej Organizacji Handlu mających wypracować nowy model ładu ekonomicznego świata. Sprzeciw wobec owego swoistego dyktatu instytucji finansowych zaowocował zerwaniem tego posiedzenia, co przez protestujących zostało okrzyknięte pierwszym antyglobalistycznym zwycięstwem [Giziński 2001].

Konstatacja globalistycznych tendencji na tym gruncie, w najogólniejszym zarysie, przeprowadzona jest na płaszczyźnie ekonomicznej, politycznej i kulturowej. Dodatkowo uzupełniana jest „kwestia ekologiczna”, ukazująca bezlitosne dla przyrody oblicze przemysłowej działalności transnarodowych korporacji [Gawor 2006].

Jałowość antyglobalistycznych wystąpień (manifestujących się najczęściej formą ulicznych „zadym”) wobec obiektywnego charakteru globalizacji, jak również dostrzeżenie pozytywnych stron jej procesów, spowodowało w ostatnich latach złagodzenie antyglobalistycznego protestu. Zjawisko to przybrało postać ruchu alterglobalistycznego, który nie jest już skierowany przeciw samej globalizacji, co przeciwko pewnej jej bezdusznej, czysto ekonomicznej wersji, pozbawionej społecznej wrażliwości. Nie występuje więc on z pozycji wrogich nowoczesności, pragnie jedynie

„globalizacji z ludzką twarzą”. Ruch ten przybiera coraz większe znaczenie [Gawor 2006].

Nie odżegnując się od globalizacyjnych procesów, alterglobalizm głosi hasło: myśl globalnie, działaj lokalnie [Gawor 2006].

O ile antyglobalizm i alterglobalizm są ruchami jedynie kontestującymi globalizację, to najpoważniejszą teoretycznie alternatywą dla globalizacji i jej neoliberalnej ideologii jest formułowana od końca lat osiemdziesiątych XX wieku idea rozwoju zrównoważonego (*sustainable development*) [Pawłowski 2003, Tyburski 1998], oparta na bazie ONZ-owskich, krytycznych raportów o stanie współczesnej cywilizacji [Raport... 1972, 1974, 1976, 1982, 1988, 1989, 1991, 1992]. Zrównoważony rozwój, najogólniej, to taki typ społeczno-ekonomicznego rozwoju, który zaspokajając potrzeby teraźniejszego społeczeństwa, nie powoduje zagrożenia w zaspokajaniu potrzeb przyszłych pokoleń; to rozwój, w którym osiąga się równowagę ekonomiczną, społeczną i ochrony środowiska przez realizację odpowiednio poszczególnych celów [Gawor 2006].

Początkowo w określaniu idei zrównoważonego rozwoju, zaakceptowanej powszechnie podczas konferencji ONZ „Szczyt Ziemi” w Rio de Janeiro [1992, uchwalenie rezolucji „Agenda 21”], akcenty padały przede wszystkim na przeciwdziałanie kryzysowi ekologicznemu (powstałemu w dużej mierze w wyniku globalizacji ekonomicznej), stąd ta idea wystąpiła pod mianem „ekorozwoju”. Bardzo szybko rozrosła się ona do całościowej koncepcji rozwoju ludzkości i określana została pojęciem *sustainable development*... Jego najistotniejszym składnikiem jest postulat harmonijnego, ściśle z sobą powiązanego i zrównoważonego połączenia trzech podstawowych obszarów społecznego świata: rozwoju gospodarczego, postępu społecznego oraz relacji ze środowiskiem przyrodniczym [Agenda 21].

Realizacja idei *sustainable development* (poszczególnych celów) zakłada harmonijnie powiązany program, składający się z następujących elementów: wzrost gospodarczy, zwalczanie ubóstwa poprzez sprawiedliwą dystrybucję dochodów w skali światowej, ochronę środowiska, ograniczenie nadmiernego zużycia nieodnawialnych zasobów, wdrażanie nowych technologii w celu zmniejszenia degradacji środowiska, ograniczenie emisji substancji szkodliwych do atmosfery, stosowanie w produkcji materiałów przyjaznych środowisku, stworzenie jednakowych szans dla wszystkich ludzi w celu likwidacji nierówności w poziomie życia gospodarczego i społecznego [Konwencja Rio de Janeiro].

Koncepcja zrównoważonego rozwoju jest w pełni rozbudowaną kontrpropozycją wizji społecznego świata wynikającego z globalizacyjnych procesów. Koncepcja ta, z jednej strony, podejmuje kwestie stojące w centrum

uwagi alterglobalistów. Szczególnie uwidacznia się to w postulatcie budowy nowej świadomości globalnej. Z drugiej strony, znacznie wykracza poza perspektywę alterglobalizmu, stanowiąc ugruntowaną teoretycznie projekcję nowego światowego ładu. Pewna utopijność idei *sustainable development* nie powinna przesłaniać zarysowanego, pożądanego w imię dobrze pojętych własnych interesów rodzaju ludzkiego, kierunku dalszego rozwoju człowieka, tworzącego prawdziwą alternatywę dla globalistycznej, neoliberalnej projekcji społecznej rzeczywistości [Gawor 2006].

Dla przykładu można tu podać wybrane inicjatywy Unii Europejskiej na rzecz zrównoważonego rozwoju:

1. Środowiskowe Programy Działań (do tej pory VI edycji), wprowadzane od 1973 r. Wyróżnić należy program V o znaczącym tytule „W kierunku zrównoważoności” (1993-2000). Założono w nim trzy główne cele: utrzymanie ogólnego poziomu jakości życia, utrzymanie dostępu do zasobów naturalnych, uniknięcie trwałego uszkodzenia środowiska. Kontynuację tych idei przyniósł program VI „Nasza przyszłość – nasz wybór” (2001);

2. Traktat z Maastricht (zwany także Traktatem o Unii Europejskiej), 1993 r. Nakazywał on włączenie wymogów ochrony środowiska do wszystkich wdrażanych polityk w celu realizacji rozwoju zrównoważonego;

3. Traktat Amsterdamski, 1998 r. W tym dokumencie za jeden z najważniejszych celów Europy uznano właśnie rozwój zrównoważony;

4. Strategia Lizbońska, 2000 r. Ogólna strategia rozwoju UE do roku 2010;

5. Strategia Rozwoju Zrównoważonego Unii Europejskiej, 2001 r. Uzupełniała ona Strategię Lizbońską o „filar ekologiczny”;

6. Odnowiona Strategia Rozwoju Zrównoważonego Unii Europejskiej, 2006 r. Dokument określono jako nadrzędny w stosunku do Strategii Lizbońskiej, co oznacza znaczące wzmocnienie nacisku na wprowadzanie rozwoju zrównoważonego w UE.

PODSUMOWANIE

Wszyscy żyjemy w tym samym pod względem fizycznym świecie, a przecież i w przeszłości i współcześnie tak bardzo poszczególne kraje – różniące się porządkami społeczno-ekonomicznymi, jak i nawet o podobnie zorganizowanych gospodarkach i społeczeństwach – różniły się pod względem osiągniętego poziomu rozwoju i dobrobytu. Tak wiele zatem zależy od ekonomii i polityki gospodarczej (ta ostatnia nazywana była trafnie przez Walrasa ekonomią stosowaną), a więc i od ludzi, którzy tę naukę uprawiają zarówno na uniwersytetach, jak i praktyce. Można w tym rozumowaniu pójść nieco dalej. Gary Becker, laureat nagrody Nobla z ekonomii w roku 1992, powiedział kiedyś, że swoiste piękno wzrostu i rozwoju

gospodarczego polega nie tylko na tym, że wytwarzamy i konsumujemy więcej, ale – i to przede wszystkim – na tym, że wzrost i rozwój, dodałbym, pod warunkiem że nie jest to *misdevelopment* i że ma charakter zrównoważony (*Sustainable Development*), poszerza granice naszego wyboru. Idąc dalej, jeśli ten wybór oznacza więcej wolności, to w pewnym przynajmniej zakresie taki poszerzający przestrzeń naszego wyboru wzrost i rozwój gospodarczy przyczynia się także do szczęścia, a w każdym razie oznacza wzrost realnego dobrobytu społecznego. **Czyż rola nauk ekonomicznych i ludzi je uprawiających, tak na poziomie refleksji naukowej, jak i zastosowań praktycznych, nie jawi się w tym kontekście jako bardzo ważna, a nawet fascynująca?** [Fiedor 2010].

Rozwój zrównoważony, o którym mówią ekonomiści należy rozumieć nie tylko w kontekście zmian ekonomicznych, ale również jako proces podążania do równowag we wszystkich pozostałych komponentach środowiska człowieka. Wszystkie one bowiem pozostają ze sobą w relacjach zależnych. Tak rozumiany rozwój uzasadnia bliskość (nie tylko pojęciową) ekonomii i ekologii.

LITERATURA

- Agenda 21. 1992: II Konferencja w Rio de Janeiro, ONZ.
- Bochenek M. 2004: Szkice o ekonomii i ekonomistach. Wyd. MADO, Toruń, s. 207-208.
- Dobrowolski K.A. 2010: Polskie nauki ekologiczne wobec wyzwań globalnych i zadań praktycznych w kraju, Wydział Biologii, Uniwersytetu Warszawskiego. Materiały konferencyjne, Ekonomia a Środowisko. http://baseny.waw.pl/pesk/ekokonf_2.html
- Dołęga J.M. 2006: Sozologia systemowa – dyscyplina naukowa XXI wieku. „Problemy Ekorozwoju” Nr 2, s. 15-16.
- Fiedor B. 2010: Nauki ekonomiczne wobec wyzwań współczesności. Wykład w ramach Otwartego Uniwersytetu Ekonomicznego, www.wiedzainfo.pl
- Gawor L. 2006: Antyglobalizm, alterglobalizm i filozofia zrównoważonego rozwoju jako globalizacyjne alternatywy, „Problemy Ekorozwoju” Nr 1, s. 42-44 i 47.
- Giziński J. 2001: Człowiek z Seattle contra człowiek z Davos. „Wprost” z dnia 4.02.2001, s. 90-95.
- McKenzie R.B., Tullock G. 1978: The New World of Economics, Homewood.
- Pawłowski A. (red.) 2003: Filozoficzne i społeczne uwarunkowania zrównoważonego rozwoju. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN vol. 16, Lublin, s. 7.
- Odum E.P. 1982: Podstawy ekologii. Państw. Wyd. Roln. i Leśne, 661 ss.
- Raporty Klubu Rzymskiego: Granice wzrostu (1972); Ludność w punkcie zwrotnym (1974); O nowy ład międzynarodowy (1976); Mikroelektro-

nika a społeczeństwo (1982); Świat w obliczu kryzysu zadłużeniowego (1988); Drogi do przyszłości (1989); Pierwsza rewolucja globalna (1991); Przekraczanie granic (1992).

Pietraś M. (red.) 2002: Oblicza procesów globalizacyjnych, Wyd. UMCS, Lublin, s. 7-8.

Tyburski W. (red.) 1998: Etyka środowiska – teoretyczne i praktyczne implikacje, Polski Klub Ekologiczny, Oddział Pomorsko-Kujawski, Wyd. TOP Kurier, Toruń, s. 78.

STRESZCZENIE

W pracy zaprezentowano główne plusy i minusy płynące z globalizacji oraz wykazano jej związek z ekonomią i ekologią. Przedstawiono dyskusję dotyczącą samych pojęć ekonomia i ekologia oraz podano argumenty za ich bliskością. Wskazano na konieczność traktowania rozwoju we wszystkich obszarach aktywności człowieka jako rozwoju zrównoważonego. Problem ten powinien być rozpatrywany nie lokalnie, a globalnie i w długim okresie. Tworzenie fundamentów szczęśliwego życia człowieka w przyszłości wymaga podjęcia interdyscyplinarnych i skoordynowanych działań przedstawicieli wielu dyscyplin, w tym ekonomistów i ekologów.

Słowa kluczowe: ekonomia, ekologia, globalizacja

ECONOMY AND ECOLOGY IN TIMES OF GLOBALISATION

SUMMARY

The aim of the study was to present major advantages and disadvantages of globalisation processes. In particular, relationships between economy and ecology were examined and arguments for their closeness were presented. It was emphasised that sustainable development in all areas of human activities was necessary. This problem should be analysed in a global scale and in long-term perspective and not only locally. Foundations of future mankind happiness can only be based on interdisciplinary, harmonious and coordinated, efforts of representatives of many disciplines, including economists and ecologists.

Key words: *economy, ecology, globalisation*

Krzysztof Kannenberg

Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi

Agata Kubiczek

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

OCENA STANU EKOLOGICZNEGO **WÓD I MOKRADEŁ**

Francis Hugh Dawson, Krzysztof Szoszkiewicz

ROZDZIAŁ II

NEW METHODS OF RIVER ASSESSMENT FULFILLING REQUIREMENTS OF THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE IMPLEMENTATED IN THE TUCHOLA LANDSCAPE PARK

INTRODUCTION

The Water Framework Directive (WFD) requires member countries in the European Union (EU) to classify and often to improve the general quality of their waters within a fixed timescale and in relation to economic constraints. Assessment methods need to be available which can determine the quality of sites to fulfil this requirement efficiently and at a national scale. Such methods should also be in some way standardised or 'harmonised' across the EU although each country can use its own method provided it meets the general standard within the EU which has been outlined within to consider the general requirements of the WFD. The European Committee for Standardization, often referred to as **CEN**, draws up and promotes voluntary technical specifications to help achieve the standard requirements for use in Europe including the WFD. Some WFD demands within these procedures however are practically more difficult to meet, for example, the standard for 'excellent' quality for a parameter which can vary in relation to the geography particularly the altitude, geology and population distribution and its land-uses of a country and thus cross country cooperation is needed if a pan-European standard is to be established. This paper considers just two of the several parameters required those of river hydro-morphology and of aquatic plants in relation to the EU Water Framework Directive. Both of the methods have been introduced in the Tucholski Landscape Park since the 2006 on three rivers: Stążka, Czerska Struga and Brda.

WATER FRAMEWORK DIRECTIVE – THE PHILOSOPHY OF ECOLOGICAL STATUS

The WFD was adopted in October 2000, as Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. This Directive was to fulfil the increasing demand by citizens and environmental organisations for cleaner rivers and lakes, groundwater and coastal beaches and by restructuring process of European Water Policy with a new European Water Policy in late 2002, the operational tool, setting the objectives for water protection to 2100s.

Early European water legislation began with a collection of standards ranging from for example: drinking water abstraction in 1975-1980 which set binding quality targets included quality objective legislation on fish waters, but also shellfish waters, bathing waters and groundwaters, and also the Dangerous Substances Directive; pollution from urban waste water and from agriculture by Urban Waste Water Treatment Directive, providing for secondary (biological) waste water treatment, and even more stringent treatment where necessary; Nitrates Directive, addressing water pollution by nitrates from agriculture; also, new Drinking Water Directive, reviewing the quality standards and increase November 1998, Directive for Integrated Pollution and Prevention Control (IPPC), pollution from large industrial installations. The 1996 Conference lead to Proposal for a Water Framework Directive with key aims: expanding scope of water protection to all waters, surface waters and groundwater; achieving "good status" for all waters by a set deadline; water management based on river basins; "combined approach" of emission limit values and quality standards; getting the prices right and getting the citizen involved more closely; streamlining legislation; and more importantly establishing a single system of water management based upon river basin management eg. Maas, Schelde or Rhine, by establishing a river basin management plan with co-ordinated and integrated objectives - good status for all waters by a set deadline.

Surface waters ecological protection included a general minimum chemical standard for all surface waters with: 1 'good chemical status'; 2 'good ecological status' as Annex V of the Water Framework Proposal, quality of the biological community, hydrological characteristics and chemical characteristics, but absolute standards for biological quality across the community, but because of ecological variability, slight departure were allowed for biological communities 'minimal anthropogenic impact'. Procedures for identifying/establishing chemical or hydro-morphological standards were to be

established. Chemical protection required good chemical status to be defined in terms of compliance but with derogations for technical impossibilities, expensive, or worse overall environment. Similarly, for groundwater chemical status in which groundwater should, broadly, not be polluted at all, but quantity is the major issue for groundwater. Co-ordination of measures was required for eg. Urban Waste Water Treatment Directive and Nitrates Directive for eutrophication. Coordination of each measure is included in river basin management plan with all parts must be set out in a plan for the river basin including: ecological status, quantitative, chemical status, protected area objectives with a timescale. Finally, public participation must be included as clean water requires involvement by citizens and citizens' groups.

Ensuring compatibility of monitoring systems required the results of the systems operated by each Member State to be expressed as ecological quality ratios for the purposes of classification of ecological status. These ratios should represent the relationship between the values of the biological parameters observed for a given body of surface water and the values for these parameters in the reference conditions applicable to that body. The ratio should be expressed as a numerical value between zero and one, with high ecological status represented by values close to one and bad ecological status by values close to zero. This philosophy developed from the way many countries have assessed river 'quality' simply in terms of the chemical or pollution status of the water flowing in river channels. Such a sampling procedure only presents data for the volume and for the chemical components analysed at the moment of sampling and based on low frequencies of perhaps a low as seasonally although monthly has been more normal but is also limited to representative channels. Assessment required a more comprehensive view of river habitats to answer pressing ecological questions from several requirements within Water Framework Directive, Habitats Directive, and Biodiversity conventions, including: assessment of proposed river engineering schemes and other catchment developments; pressures for the return to a more natural condition such as the need to evaluate areas deserving of protection or rehabilitation and to encourage better management of river systems, or, simply, to raise environmental awareness and demonstrate difference.

A. RIVER HYDRO-MORPHOLOGY IN RELATION TO THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE

Prior to the EU WFD, four assessment methods were available for hydro-morphological assessment: the Austrian GEBD nation-wide method, the

French 'SEQ Physique', the German 'LAWA-vor-Ort' [LAWA 2000] and the **River Habitat Survey (RHS)** from the United Kingdom [Environment Agency 2003]. The CEN group for European standards was also contributing to a CEN standard to fulfil the WFD demands by developing the outline requirements for hydro-morphological assessment with common reference definitions for river channel and bank assessments, define boundaries between quality classes (a guidance standard for assessing the hydro-morphological features of rivers: CEN TC 230/WG 2/TG 5:n30 [www.cen.eu]. The CEN standard of 2004 for Water quality: guidance standard for assessing the hydro-morphological features of rivers (EN 14614), included a recommended method for the agreed protocol for field survey and feature recording of hydro-morphological data including Water Framework Directive. RHS was also central to the current development of an associated CEN guidance standard such as on determining the degree of modification of river hydro-morphology, for use to help identify reference conditions and the assessment of hydro-morphological pressures required by the WFD.

Also by 2002, a proposal was made for funding by the EU for STAR 'STAndardisation of River Classifications', a Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive. Thus for assessments using River corridors and also macrophytes, the STAR group of 18 European countries considered: inter-calibration of European methodologies; improved quality control throughout Europe; better quantification of errors in Europe; integration of multi-source ecological data; complementarity and redundancy of data sources; cost effective monitoring; and, thus use of hydro-morphological features to record, characterise and assess river reaches and a) establish good 'ecological' status; b) assess the departure from this state by change in anthropogenic influences; and, c) by using existing and new field data establish a field methodology by consensus which delivers a working assessment system by inter-calibration of existing national methods and CEN proposals; plus improving quality control, error-quantification, ecological data integration and achieve cost effective monitoring. The outputs for biota and morphology are given in a special volume [Boon 1997]. Thus, the STAR method for hydro-morphology was based on the River Habitat Methodology but modified to incorporate the aspects of EU countries methods and the outputs for biota and morphology are given in a special volume [Furse et al. 2006].

Additional methods have been developed from RHS for special aspects for example a refined geomorphological and floodplain component.

The original River Habitat Survey (RHS) for physical habitats of British rivers were used to sample at some 5500 sites in May-June of 1994-1996, on the stratified basis of randomly selected 500m river segments from within every 10 km square to form a reference database. Britain has recently been re-sampled at a similar number of sites to the 1990s but the method has been applied to many studies and about 30,000 surveys now exist.

Surveys quantified, from 25 observations at each interval at 50m apart, the predominance of flow-type, bank and bed substrates, fluvial features, modifications to channel and banks, marginal land use, and aquatic and bank vegetation type, together with an overall assessment of some 90 more observations of features of the general habitat including channel and special features, management, and adjacent land use. Overall the field assessment system considers for some 25 group of characteristics for each transect with a choice from about ten options characteristic together with the overall assessment of features which may occur in the 500m survey section but not in the transects.

Training of surveyors (3 days) was considered to be one of the most important aspects of consistent surveys and enabled survey to be completed normally within one hour, although time was also required to travel between sites often enabling six surveys to be completed in a day.

Grouping or classification of the physical habitats was considered necessary as framework upon which to associate the probability and frequency of occurrence of the respective or characteristic natural physical habitats for comparison with the effects and consequences of management and modification.

Two simple score systems were developed for Habitat Modification Score (HMS) and Habitat Quality Assessment (HQA) and then simply divided into the WFD five categories from bad to excellent [Raven et al. 1998a, 1998b]. Subsequent development resulted in various modifications and the current standard method RHS 2002 [Environment Agency 2003] and in Polish [Szozzkiewicz et al. 2007].

Habitat Modification Score (HMS) is an indication of artificial modification to river channel morphology. HMS is calculated for a site by allocating points for the presence and extent of artificial features such as culverts and weirs and also modifications caused by the reprofiling and reinforcement of banks. The more severe the modification, the higher the score. The cumulative points total provides the Habitat Modification Score (HMS). A Habitat Modification Class (HMC) has been developed which allocates a site into one of five modification classes, based on the total score (1= semi-natural; 5=severely

modified). In contrast to HQA, higher scores reflect more artificial intervention and modification of the river channel within a site.

Habitat Quality Assessment (HQA) is a broad indication of overall habitat diversity provided by natural features in the channel and river corridor. Points are scored for the presence of features such as point, side and mid-channel bars, eroding cliffs, large woody debris, waterfalls, backwaters and floodplain wetlands. Additional points reflect the variety of channel substratum, flow-types, in-channel vegetation, and also the extent of banktop trees and the extent of near-natural land-use adjacent to the river. Points are added together to provide the HQA.

In contrast to HMS, the higher the score, the more highly rated the site. The diversity and character of features at any site is influenced by natural variation and also the extent of human intervention both in the channel and adjacent land. The RHS database allows HQA scores to be compared using sites with similar physical characteristics (e.g. bedslope, distance from source) and geology. Features determining habitat suitability for individual species such as European river otter (*Lutra lutra*) or dipper (*Cinclus cinclus*) can also be selected, thereby providing a more sophisticated, species or community-based, context for comparing sites.

B. AQUATIC PLANTS IN RELATION TO THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE

The species and abundance of larger aquatic plants are ideal as a basis to assess the status of rivers as their presence and change in populations resulting from for example water flow and change in nutrients give clear indication of alterations to their natural environment, this assumes that changes are known and understood.

Changes in species and their populations are known to result from increases in the nutrients for plant growth of nitrate-nitrogen, soluble phosphorus and potassium in the waters or underlying muds. Less is known about effect on plants of their responses to short-term nutrient changes by 'luxury uptake' or establishment of equilibrium nutrient concentrations and thus establish indicator status; the time required for aquatic plants species to show changes which might be short or almost instantly to intolerance to polluting or toxic substances but re-colonisation of previously polluted areas may require 'reinvansion' from uncontaminated areas upstream or elsewhere; the effects of periodic over-growth by algae; the changes in plant population which may be moderated by other plant species or the presence of other more tolerant species

leading to increasing rapidly change or change in the population structure. Alternatively, decreases in plant nutrients will lead to species change following nutrient reductions but which may take years or less rapid species change as re-invasion by other species from elsewhere. Other aspects include plant species, assemblages or phyto-sociological communities are all used to indicate nutrient regimes. Analysis of combined database (MTR) indicated that although several of individual species may have broad responses to phosphate or nitrate, the assemblages were more reliably indicative.

The **Mean Trophic Rank** (MTR) system was originally developed by Holmes et al. [1999] for the National River Authorities, specifically as a **macrophyte – based method of assessing the trophic status of rivers** for the purposes of the Urban Waste Water Treatment Directive. The system is based on survey of the cover of each macrophyte species which includes: 7 structural algae, 23 bryophytes, 3 Pteridophytes and 86 vascular plants (39 Dicotyledons and 47 Monocotyledons) in a 100m section of river [modified Blue Book method, DoE 1986 as Holmes et al. 1999]. Each of 129 species of aquatic plant was allocated a Species Trophic Rank (STR) score over the range of 1 (for enriched waters) to 10 (for un-enriched water) to species in relation to its response to eutrophication was based upon experience but as assessed against chemical data [Dawson et al. 1999] (Fig. 1). The score is calculated by multiplication of the rank of the plant by its cover (SCV – Species Cover Value) and these are accumulated to give a mean which when multiplied by 10 is the MTR score (Tab. 1). A high score indicates that the plant is intolerant of eutrophication, whereas, a low score indicates that the plant is either tolerant of eutrophication or has no preference and is termed 'cosmopolitan'. In undisturbed ecosystems with only low levels of nutrient input, a theoretical maximum score should be achieved. In degraded and/or disturbed ecosystems a score somewhat less than the perfect score would be expected. The change from the perfect score can be used as a measurement of the impact or damage caused to the ecosystem by the disturbance. Several of the more frequent species considered to be more reliable indicators of particular conditions, were given the enhanced status of 'highlighted' status and to which a staged suffix of 'confidence' in the summation, was ascribed.

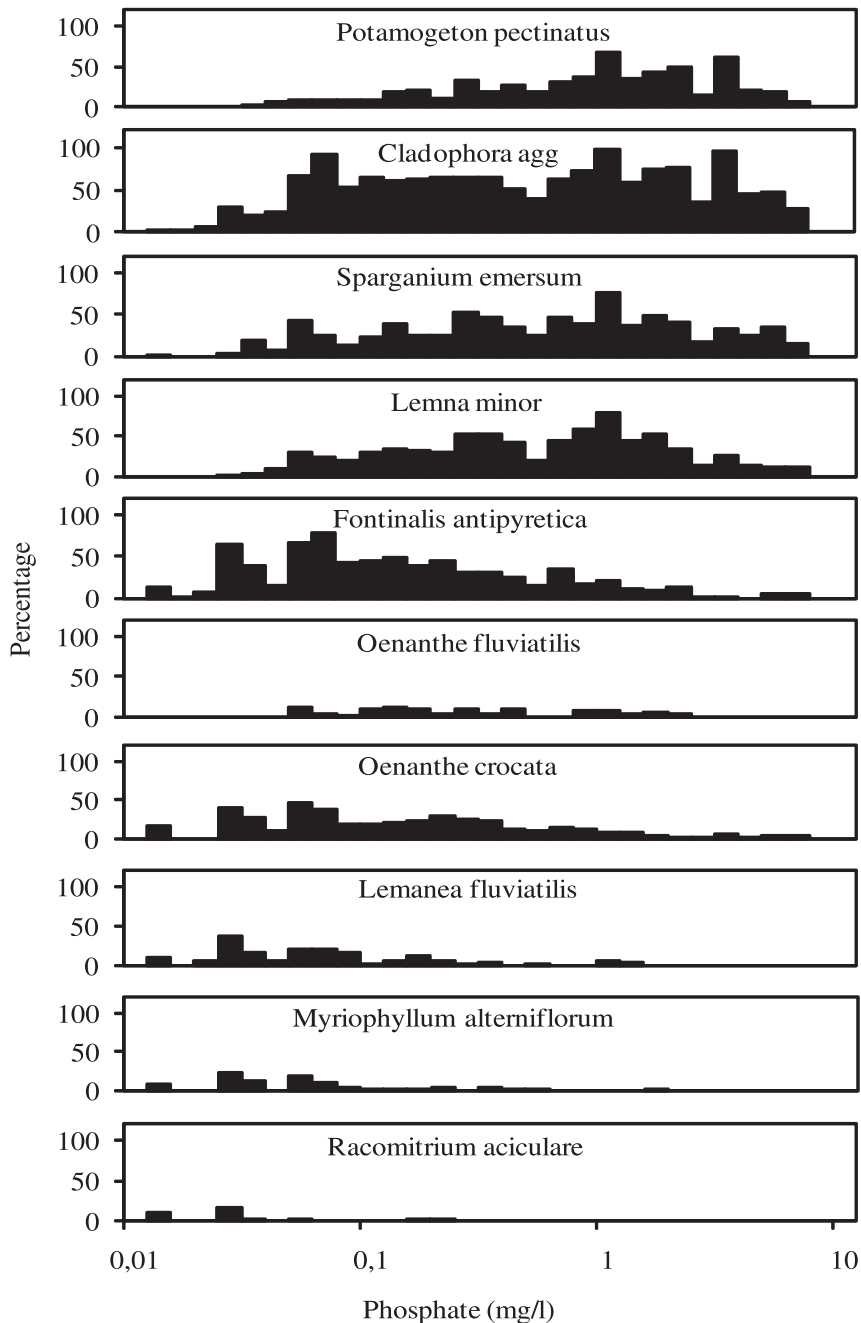
A detailed analysis of the MTR system was undertaken based upon 5280 surveys across Britain closely linked with site with chemical analysis of nutrients and major ions [Dawson et al. 1999]. This assessment of MTR determined that it was a useful tool to assess the trophic status of rivers in terms of the macrophyte community. Data was gathered to allow evaluation of the

performance of the MTR against criteria which assessed nutrient status and variability, error and deficiencies, refinements recommend and limitations of the method defined.

Firstly, the suitability of the data was confirmed as fulfilling several reasonable criteria including having sufficient size for statistical confidence to be obtained from analyses; the geographical distribution of sites generally gave sufficient national coverage; the range of physical, chemical and macrophyte characteristics of sites was sufficient for analyses of the influence of the physical and chemical on the plants; datasets complemented each other and extended the range of data towards a national coverage from that of purely near Sewage Treatment Works, the original design requirement, but the incompleteness of some of the datasets will bias analyses towards a limited range of types of sites. It was suggested that future development of the method would be benefited by gathering data from sites with a wider range of physical substrate under a full range of water chemistry. The quality of the macrophyte data was consistent between different datasets and was sufficient for evaluation of the MTR but as phosphate data was only available for 116 of the 129 species, analyses of data on the rarer species was not possible; confirmation of the identification of plant 'outliers' or mis-identifications was not possible. It was suggested that future development of the method would be benefited by gathering and confirming the identification of data on the rarer plants concurrently with physical and chemical data.

Secondly, the assessment determined that MTR expresses the trophic status of a river in terms of the response of the macrophyte community to nutrient status primarily when using phosphate concentration as a proxy for nutrient status, and this was confirmed by: the aquatic macrophyte flora showed a spectrum of tolerances to nutrient enrichment with many species showing a broad response often with their cover increasing or sometimes decreasing with the trophic status however no indicator species were found; the STRs or species rank, were generally found to represent a spectrum of tolerances to phosphate enrichment, although further research was recommended to confirm the STRs for a few species; a similar relationship was shown with nitrate but future work should be undertaken to evaluate the relationship with nitrate in more detail; MTR was also found to decline with increasing phosphate and nitrate concentration; more significant correlations were found with the logarithmic relationship particularly at phosphate concentrations below $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ phosphate but even more at concentrations less than $0.5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ phosphate or $5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ for nitrate; a general pattern of decreasing MTR downstream was

Fig 1. An example of the relationship of selected aquatic macrophyte species and mean dissolved phosphate concentration for monthly mean water samples [Dawson et al.1999]



Tab. 1. Mean Trophic Ranking (MTR) procedures – calculation of a site score

For all scoring taxa recorded, multiply Species Trophic Rank x species cover = cover score				
<i>Species</i>	STR		SCV	CVS
<i>Enteromorpha</i> sp(p)	1	x	1	= 1
<i>Cladophora</i> agg.	1	x	1	= 1
<i>Nuphar lutea</i>	3	x	1	= 3
<i>Lemna minor</i>	4	x	7	= 28
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1	x	1	= 1
<i>Mentha aquatica</i>	0	x	2	= 0
<i>Zannichellia palustris</i>	2	x	1	= 2
<i>Amblystegium riparium</i>	1	x	1	= 1
<i>Ranunculus fluitans</i>	7	x	7	= 49
TOTAL	20			86
then Add up all the numbers in the ‘ cover score ’ column Add up the numbers in the ‘ species cover ’ column associated with scoring species only. Divide the total score for the cover scores by the total of the species covers and multiply by 10 to give the Mean Trophic Rank (MTR) . <i>e.g.</i> MTR = (sum of cover scores ÷ sum of species covers) x 10 [as above (86 ÷ 20) x 10 = 43.0]				

often seen at QDs when phosphate upstream was 1 mg·l⁻¹ or less, although MTR may also vary along the length of a river probably in relation to diffuse nutrient inputs; it was not possible to evaluate the performance of the MTR at assessing temporal changes in MTR, due to the current lack of adequate data; future sampling should be extended to intermediate sites or to the systematic survey of rivers and be repeated at intervals of a few years; MTR is applicable to use across England and Wales, and with minor changes it should be fully applicable to Scotland and Northern Ireland; evaluation of the ratio of nitrate to phosphate was variable but re-ranking of species indicated either the need for more chemical data or that some species may more strongly indicate nitrate or phosphate concentrations; species diversity but not overall percentage cover may, in some cases, provide useful supplementary information to MTR results, although these parameters should not be used alone as indicators of trophic status.

Thirdly, the assessment of the potential sources of variability and/or error in the MTR methodology were considered as the inherent variability of the method, variation between surveyors and the natural background variation and allowed an assessment of robustness of the MTR methodology and the potential for confidence limits to be assigned to MTR scores. Thus, variability, error and deficiencies were assessed, refinements recommend and limitations of the method defined were confirmed that: survey results can only be compared with confidence if the surveys are undertaken at the same time of the survey season; any change in MTR must be at least 3 units or 15% to be significant difference in trophic status, ie. twice the mean difference of seasonal change in MTR; atypical water flow conditions should avoided especially as part of a collective dataset over a number of years; the size of the river, its slope, substrate size, underlying solid geology, the altitude of its source and water chemistry, should be assumed to influence the MTR and accounted for when interpreting results; care should be taken when selecting survey lengths to minimise the differences in these factors between sites being compared; shaded areas should be avoided or the effect minimised although the amount of shade is unlikely to have a strong influence on the MTR score itself; comparison of MTR scores at physically similar sites along the length of a river can cautiously be recommended at this stage although it may be difficult to achieve in some rivers, as there is no evidence of significant downstream natural variation in MTR but not, as yet, comparisons between physically similar sites in different river catchments; further research is required to confirm the precise influence on MTR of depth, cross-sectional area, flow category, substrate size, river slope, solid geology, and the altitude of the source; this was been initially addressed by the development of the 'plantpacs' a predictive system currently being scoped in a collaborative Agency/IFE project [R&D Project No. W1-017] but a comprehensive analysis called Leafpacs, which addressed the limitations reported in the original analysis of the MTR method and with additional predictive environmental aspect, water flow, termed the hydraulic factor, has been undertaken in new analysis with more field data, is to be published [Willby et al, in prep.]; the newer method and recommendations including a more detailed procedure the outline of which is available on the UK Technical Advisory Group [http://www.wfduk.org/UKCLASSPUB/UKCLASSPUB/class_summaries/].

Further analysis of the MTR methodology recommended that surveyors continue to assess a) confidence in the MTR survey, in b) the comparability of pairs of survey sites and in c) the resulting MTR scores, by use of three suffixes of confidence and as in the methodology for DQI surveys. Clear guidance on the

use of these suffixes of confidence was needed for surveyors; improvements to the quality of MTR methodology by integral measures of the survey method and include adequate training for surveyors and re-surveys should be undertaken for quality assurance purposes as described in the MTR User's Manual. Ongoing training was suggested as always advisable and also that the use of herbarium-style or reference plant material is, at least, highly desirable for practical improvements, for use in Quality Assessment or in confirmation of identification.

Practical considerations for the recommendation of MTR as a routine application in a biological monitoring programme, need to show that MTR performs well on a technical basis, but that it is also relatively easy to use and cost-effective and give results which can be expressed in a way which is easily understood by non-biologists. Assessment of practical considerations concluded that: no substantive simplification to the methodology is required; minor amendments or clarifications are incorporated into the procedural guidance given in the User's Manual; the MTR survey methodology is considered to be a relatively straightforward method to use, provided adequate training is undertaken and the User's Manual is read, understood and used; Continued training of surveyors is recommended to minimise errors. Emphasis should be placed on the care necessary for assessment of percentage of plant cover, location of sparse species, identification of *Ranunculus* species and in the recognition of 'natural' events such as washout of species and actual changes such as water quality or year to year flow conditions; the main difficulties lie in interpretation of the results, particularly when interpreting single MTR scores and for applications other than UWWTD monitoring; the MTR methodology delivers a cost-effective assessment of trophic status; no changes are recommended; guidance for biologists on the interpretation of results, based upon the findings presented in this report, is given in the MTR Users' Manual [Newman et al., 1997]; MTR survey results can be communicated to non-biologists without significant difficulty to those applications requiring the impact of point-source discharges to be assessed given guidance and an understanding of the underlying principles behind the method; other applications in which cross-catchment comparison of trophic status is required, interpretation of results is more difficult. Mapping of eutrophication at a catchment or wider scale is not appropriate due to the complexity of factors influencing the MTR but may still be useful in gaining an broad overview of the trophic status of catchments.

REFERENCE CONDITIONS FOR ECOLOGICAL STATUS FOR HYDROMORPHOLOGY AND MACROPHYTES IN EUROPE

Undertaking RHS and aquatic macrophyte surveys in reaches of known good or high quality has provided the necessary calibration of HQA across a wide range of river types. Between 1994 and 2009, this 'benchmarking' exercise has involved 181 RHS sites on 82 rivers in Britain and Ireland. These specially targeted 'benchmark' surveys have been extended to mainland Europe, including rivers in Finland, Norway, Slovenia, Bavaria, the Tyrolean Alps, the Cévennes in south-eastern France, Poland and the Picos de Europa, northern Spain [Raven et al. 2005, 2007, 2008, 2009]. The 2009 surveys in southern Portugal represent a further component in this European work, which now comprises 114 RHS sites on 62 rivers. Comparison of RHS and other habitat assessment methods has also been part of this European-wide initiative.

RHS made an important contribution to development of the CEN standard „Water quality: guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers (EN 14614)”, which was published in 2004. It is a recommended method for the agreed protocol for field survey and recording of morphological features. RHS is also being used to help develop an associated CEN guidance standard on determining the degree of modification on river hydromorphology. In the UK it has been used already for WFD purposes to help identify reference conditions, “heavily modified” riverine water bodies and hydromorphological pressures affecting river catchments.

Macrophyte surveys were normally undertaken in tandem with hydromorphological surveys on UK and mainland European rivers. The MTR survey records only aquatic taxa, again using a check-list of species, but within a 100m length of river. Each species is assigned a trophic rank of 1-10, depending on its tolerance to eutrophication (1=tolerant; 10=intolerant). Cover abundance of species is estimated on a scale of one to nine and the combination of cover values and trophic rank enables a MTR score to be derived. This provides an indication of the level of nutrient enrichment of the sites surveyed. However the more detailed and longer section of the Joint Nature Conservation Committee survey method has also been undertaken and which records aquatic and marginal plants within the same 500m as the RHS survey. Species from the river channel and the water margins along the base of the bank are recorded separately on a three-point scale of abundance. A check-list of species is used for recording and to aid interpretation of results. Data are held on a JNCC database, and field data can be used to classify the plant community. Overall, for inter-calibration

purposes, methods such as RHS and MTR that have been developed for rivers in the UK still need to be tested and adapted for use elsewhere in Europe where hydrology, morphology, floristic and landscape character differ.

REFERENCES

- Boon P.J. (ed.) 1997: *Freshwater Quality: Defining the indefinable*. Scottish Natural Heritage, Univ. of Sterling, Stationery Office, Edinburgh, UK, 320 pp.
- EN 14614: 2004: *Water quality: guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers*. European Committee for Standardisation.
- Dawson F.H., Newman J.R., Gravelle M.J., Rouen K.J., Henville P. 1999: *Assessment of the Trophic Status of Rivers using Macrophytes: Evaluation of the Mean Trophic Rank*. R & D Technical Report E39, Environment Agency, 179 pp.
- Environment Agency 2003: *River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual: 2003*. Bristol, 120 pp.
- Furse M. T., Hering D., Brabec K., Buffagni A., Sandin L., Verdonschot P.F.M. (Eds) 2006: *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*. *Hydrobiologia*, 566: 1-555.
- Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L., Dawson F.H. 1999: *Mean Trophic Rank: A users manual*. R & D Technical Report No. E38, Environment Agency, 133 pp.
- LAWA (2000): *Gewässerstrukturgütebewertung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittlegroße Fließgewässer*, Berlin.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Everard M. 1998a: *Quality assessment using River Habitat Survey data. Special issue: The application of classification and assessment methods to river management in the UK*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(4): 477-499.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Everard M. 1998b: *Quality assessment using River Habitat Survey data*. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 405-424.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Withrington D. 2005: *River Habitat Survey in Slovenia. Results from 2005*. Environment Agency, Bristol.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Binder W., Mühlmann H. 2007: *River Habitat Survey in Southern Bavaria and the Tyrolean Alps. Results from 2006*. Environment Agency, Bristol.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H. 2007: *River Habitat Survey in the Ardèche and Cévennes areas of South-eastern France. Results from 2007*. Environment Agency, Bristol.

- Raven P.J., Holmes N.T.H., Scarlett P., Szoszkiewicz K., Ławniczak A., Dawson F.H. 2008: River Habitat and Macrophyte Surveys in Poland. Results from 2003 and 2007. Environment Agency, Bristol.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Scarlett P., Furse M., Ortiz J.B. 2009: River Habitat Survey in the Picos de Europa, Northern Spain. Results from 2008. Environment Agency, Bristol.
- Szoszkiewicz K., Zgoła T., Jusik S., Hryc-Jusik B., Dawson F.H., Raven P. 2007: Hydromorfologiczna ocena wód płynących - Podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Warrington-Poznań, 133 pp.
- Willby N., Pitt J.A., Phillips G. (in press): The ecological classification of UK rivers using aquatic macrophytes Science Report – SC010080/SR1 Environment Agency, UK, 219 pp.

SUMMARY

The article contains presentation of the British methods utilized for the assessment of the ecological status which were tested from the year 2006 on the area of Tucholski Landscape Park. These are: Mean Trophic Rank (MTR) and River Habitat Survey (RHS). MTR method is utilised to estimate quality of the river water and it base on the indicative value of aquatic plants. RHS method was created to estimate hydromorphological conditions of the running waters. Both of the methods are widely utilised in the monitoring carried out by Environment Agency on the area of Great Britain and by various institutions in the different European countries.

Key words: River assessment, macrophytes, Water Framework Directive

NOWE METODY OCENY RZEK SPEŁNIAJĄCE WYMAGANIA RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ STOSOWANE NA TERENIE TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

STRESZCZENIE

W pracy zaprezentowano angielskie metody wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego rzek, które były testowane od 2006 roku na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego. Są to: Mean Trophic Rank (MTR) i River Habitat Survey (RHS). Metoda MTR wykorzystywana jest do oceny jakości wód rzecznych i opiera się na właściwościach indykacyjnych roślin wodnych. Metoda RHS służy do oceny stanu warunków hydromorfologicznych wód płynących. Obie metody wykorzystywane są

szeroko w monitoringu realizowanym przez Environment Agency na terenie całej Wielkiej Brytanii i stosowane są z powodzeniem w różnych krajach europejskich.

Słowa kluczowe: ocena rzek, makrofity, Ramowa Dyrektywa Wodna

Francis Hugh Dawson

Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK

Krzysztof Szoszkiewicz, Prof UP

Katdra Ekologii i Ochrony Środowiska

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

ROZDZIAŁ III

ZMIANY JAKOŚCI WÓD I ODPLYWU RZEK TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

WPROWADZENIE

W ramach swoich ustawowych obowiązków Inspekcja Ochrony Środowiska zajmuje się od kilkudziesięciu lat badaniami wód powierzchniowych. Zdanie realizowane jest zgodnie z wojewódzkim programem monitoringu środowiska. Dokument ten opracowywany jest na kolejne lata i opiniowany każdorazowo przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska. Wraz z poborem prób wykonywane są również pomiary natężenia przepływów. Dzięki temu obecnie prześledzić można zarówno zmiany w poziomie zanieczyszczenia rzek, jak również przemiany ich odpływu. Ze względu na obszerną bazę danych niemożliwe było omówienie wszelkich przekształceń środowiska wodnego Tucholskiego Parku Krajobrazowego, dlatego szczegółowo omówiono najistotniejsze z nich.

MONITORING JAKOŚCI WÓD

Ramowa Dyrektywa Wodna opublikowana w 2000 roku wytyczyła nowe podejście do badań monitoringowych, a wejście Polski do Wspólnoty Europejskiej spowodowało konieczność transpozycji do prawa polskiego przepisów unijnych. Tym samym konieczne stały się radykalne zmiany w monitorowaniu i ocenie wód rzecznych. Redukcji uległa ilość stanowisk pomiarowo-kontrolnych na których dotychczas prowadzone były badania, natomiast zmiany w metodyce ocen spowodowały brak porównywalności z poprzednimi okresami badawczymi [Jutrowska 2009].

Monitoring jakości wód w rzekach prowadzony jest aktualnie w oparciu o przepisy ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (Dz. U. nr 239 z 2005 r. poz. 2019 z późn. zm.) wraz z rozporządzeniami oraz w oparciu o Traktat Akcesyjny (Załącznik II, o którym mowa w części III, tytule I, art. 20 Aktu dotyczącego warunków przystąpienia Rzeczypospolitej Polskiej do Unii

Europejskiej) i Decyzję 77/795/EWG o wzajemnej wymianie informacji w sprawie jakości wód słodkich. Powyższe krajowe akty prawne transponują do polskiego prawa tzw. dyrektywę rybną, dyrektywę azotanową, dyrektywę w sprawie substancji niebezpiecznych oraz dyrektywę w sprawie jakości wody przeznaczonej do picia. Badania prowadzone są w zależności od potrzeb w monitoringu diagnostycznym, operacyjnym lub badawczym. W monitoringu rzek przyjęto zróżnicowaną częstotliwość pomiarów w zależności od rodzaju wskaźnika.

Stosowaną do oceny jakości wód rzecznych, nieprzerwanie od początku lat 70. metodykę stężeń charakterystycznych, zastąpiono metodyką zgodną z rozporządzeniem Ministra Środowiska z 2004 roku. Rozporządzenie wprowadziło pięć klas czystości, natomiast ocena sporządzona zostaje w punktach pomiarowych. W jednym punkcie pomiarowym możliwe jest dokonanie kilku ocen jakości wód w zależności od sposobu ich użytkowania. W województwie kujawsko-pomorskim przykładem takiej sytuacji jest rzeka Brda, dla której w punkcie zlokalizowanym na 15,6 km tj. na ujęciu wody „Czyżkówko”, sporządzona zostaje ocena ogólna oraz oceny wykonane pod kątem przydatności do celów pitnych i przydatności wód do bytowania ryb w warunkach naturalnych.

Do tej pory nie została opracowana metodyka służąca określeniu tendencji przemian zanieczyszczenia wód powierzchniowych. Zmiany zanieczyszczenia rzek określono na podstawie metody indeksu jakości wody, na przykładzie Brdy w latach 1976-2001 oraz strugi Kicz w latach 1978, 1984, 1991 i 1995 [Jutrowska 2007a]. Indeks jakości wody pozwala na sumaryczną ocenę jakości wody za pomocą jednej liczby w umownie przyjętej skali. Stężenia poszczególnych wskaźników przeliczone zostały zgodnie ze wzorami [Stojda i in. 1985] na odpowiadające im indeksy jednostkowe w skali od 0 do 100. W metodyce tej założono, że wartości maksymalnej danego zanieczyszczenia dla III klasy czystości wody odpowiada wartość indeksu równa 25, natomiast dla II klasy 50 i analogicznie dla I klasy 75. Na podstawie wzoru dla średniej harmonicznej kwadratowej obliczono indeks sumaryczny, a następnie gwarantowaną wartość indeksu sumarycznego. Obliczenia oparto na stężeniach pięciu wskaźników tj. tlenu rozpuszczonego, BZT₅, fosforanów, azotu amonowego i zawiesin ogólnych. Stosowanie jednakowych parametrów oznaczanych w latach 1969-2001 pozwala na porównanie zmian jakości wody różnych rzek i w różnym czasie.

OCENA STANU EKOLOGICZNEGO RZEK

Pierwsze badania jakości wód rzecznych Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy rozpoczął na terenie obecnego Tucholskiego Parku Krajobrazowego w latach 60. Obejmowały one początkowo Brdę oraz profile ujściowe Kiczy, Czerskiej Strugi i Raciąskiej Strugi. W kolejnych latach systematycznie poszerzano zarówno obszar, jak i zakres badań. Badania prowadzone na początku lat 70. obejmowały 10 przekrojów kontrolnych zlokalizowanych od Rudzkiego Mostu do ujścia Brdy do Wisły. Począwszy od roku 1976, zaczęto kontrolować odcinek Brdy o długości 166,7 km tj. od wodowskazu w Ciecholewach [Jutrowska i Goszczyński 2002]. Stosując się do nowych wymogów wynikających z Ramowej Dyrektywy Wodnej w dorzeczu Brdy ustanowiono 6 jednolitych części wód, z czego trzy na terenie województwa kujawsko-pomorskiego. Aktualnie badania Brdy na omawianym obszarze prowadzone są na trzech stanowiskach tj. w Lutomskim Młynie i Rudzkim Moście w ramach monitoringu operacyjnego i w Pile Młyn w ramach monitoringu diagnostycznego. Na wszystkich trzech stwierdzono dobry stan ekologiczny. Zadecydowały o tym zarówno stężenia wskaźników fizycznochemicznych jak również ocena biologiczna i stan sanitarny.

Dopływy Brdy charakteryzują się niższą jakością. Ujściowe stanowisko Czerskiej Strugi w 2007 r. i 2008 r. nie spełniło wymogów dobrego stanu ekologicznego, ze względu na zawartość materii organicznej wyrażonej w ChZT-Mn i fosforu ogólnego. Stan sanitarny rzeki oceniono jako niezadowolający. Kontrolowany również w 2007 r. i 2008 r. stan ekologiczny strugi Kicz oceniono jako umiarkowany. Stwierdzono bowiem podwyższone stężenia zarówno wskaźników tlenowych jak i biogennych. Niepokojący jest nadal budzący zastrzeżenia niski stan sanitarny wód tego ciek.

ZMIANY ZANIECZYSZCZENIA RZEK

BRDA

Analizę zmian zanieczyszczenia wód Brdy przeprowadzono dla stanowisk pomiarowo-kontrolnych zlokalizowanych w Rytlu (123,1 km), Piszczku (81,0 km) i Pile Młyn (76,4 km). Pierwsze z wymienionych stanowisk pozostaje wprawdzie poza granicami Tucholskiego Parku Krajobrazowego, ale charakteryzuje jakość rzeki poniżej największego w dorzeczu Zakładu Hodowli

Pstrąga w Myłofie. Pomiary w Piszczek określają zmiany parametrów jakościowych Brdy poniżej ujścia Kiczy, będącej odbiornikiem ścieków z Tucholi. Badania w Piła Młyn pozwalają określić przemiany cech fizycznochemicznych wód Brdy powyżej Zbiornika Koronowskiego.

W Rytlu poziom zanieczyszczenia wód Brdy kształtowany był zarówno przez wody pochodzące z Zakładu Hodowli Pstrąga w Myłofie, jak i ścieki socjalno-bytowe z miejscowości Rytel. Kumulacja zanieczyszczeń odprowadzanych z obydwu źródeł powoduje, że liczebność indeksów gwarantowanych, odpowiadających I klasie czystości, była w latach 1976-1980 o 10% niższa w porównaniu ze stanowiskiem w Ciecholewach zlokalizowanym na 166,7 km rzeki. W kolejnych latach, tj. 1981-1986 dysproporcja pomiędzy tymi dwoma stanowiskami wzrastała. Pojedynczo wystąpiły indeksy o wartości niższej od 25 jednostek. Poprawa parametrów jakościowych Brdy nastąpiła dopiero w latach 90., co należy przypisać zmianie pasz stosowanych w Zakładzie Hodowli Pstrąga w Myłofie, charakteryzujących się kilkakrotnie niższym współczynnikiem emisji zanieczyszczeń [Jutrowska i Goszczyński 2002]. Odprowadzane do Brdy i Wielkiego Kanału Brdy ścieki komunalne z miejscowości Rytel z powodu ich niewielkiego udziału w natężeniu przepływu rzeki, nie spowodowały gwałtownych zmian w jej biocenozie.

W środkowym biegu Brdy, powyżej Zbiornika Koronowskiego, zanieczyszczenie rzeki ulegało wahaniom w bardzo szerokim zakresie, co jest efektem dopływu ścieków z Tucholi. Fluktuacje cechuje pewna rytmiczność. Najniższą wartość sumaryczne indeksy jakości wody osiągają najczęściej w połowie roku, tj. w czasie gdy niższą jakością charakteryzuje się również górny odcinek rzeki. Dopływ ścieków komunalnych z Tucholi powoduje kolejne obniżenie parametrów fizycznochemicznych i bakteriologicznych. Jakość wód Brdy na tym stanowisku jest bardzo niestabilna, na co wskazują amplitudy wartości indeksów w poszczególnych latach. I tak w 1989 oscylowały one w zakresie od 0 do 93, gdy skala przyjęta dla tej metody zamyka się w przedziale od 0 do 100. Efektem oddanej w 1993 roku oczyszczalni ścieków miejskich dla Tucholi jest stabilizacja gwarantowanych indeksów jakości wody na poziomie 80-90. W latach 1991-1996 nadal pomimo wyraźnych dodatnich tendencji przemian jakościowych występowały wartości indeksów wykraczające poza obowiązujące normy dla wód powierzchniowych, przy czym ich liczebność w stosunku do okresu 1981-1985 dwukrotnie zmalała. Wyraźna poprawa nastąpiła w ostatnim analizowanym przedziale czasowym, tj. 1997-2001. Najniższe wartości nie wykroczyły bowiem poza wartość progową określoną dla II klasy czystości.

Podobnie ukierunkowane przemiany zanieczyszczenia stwierdzono w punkcie zlokalizowanym w Pile Młyn, gdzie oddziaływanie ścieków z Tucholi pogłębiane jest dodatkowo dopływem Szumionki. Ten niewielki ciek transportuje materię allochtoniczną pochodzącą zarówno ze spływów przestrzennych jak i źródeł punktowych. Chemizm jej wód kształtowany jest również przez jeziora: Cekcyńskie i Drzycimskie przez które przepływa. Woda w obydwu jeziorach wykazuje cechy podwyższonej trofii. W konsekwencji dopływ Szumionki do Brdy powoduje, że liczebność gwarantowanych indeksów jakości wody odpowiadających I klasie czystości; jest tu znacznie niższa w porównaniu z punktem pomiarowym zlokalizowanym w Piszczku. Cechą charakterystyczną dla tego stanowiska jest fakt, że zmiany w stosunku do zaobserwowanych w Piszczku są tu przesunięte w czasie. Maksymalne stężenia zanieczyszczeń obserwowane są z reguły od roku do 2-3 lat później.

KICZ

Od wielu lat struga Kicz kształtuje jakość wód Brdy powyżej Zbiornika Koronowskiego, będąc odbiornikiem ścieków z Tucholi. Miasto zlokalizowane jest w dolnym biegu rzeki, co spowodowało, że do czasu uruchomienia tucholskiej oczyszczalni ścieków, zanieczyszczenia poprzez Kicz trafiały „w stanie surowym” do Brdy. Zmiany jakości w latach 1978, 1984, 1991 i 1998 przeanalizowano na dwóch stanowiskach, tj. w miejscowości Mędromierz Mały (7,2 km) – powyżej Tucholi i w miejscowości Piszczek (0,6 km) – poniżej Tucholi.

Kicz powyżej Tucholi odwadnia obszary, w których strukturze zagospodarowania dominują grunty orne. W latach 80. i 90. ubiegłego stulecia w górnej części zlewni funkcjonowało 13 punktowych źródeł zanieczyszczenia wód, wśród których największe ilości ścieków odprowadzały gorzelnie w Żalnie i Kęsowie oraz gospodarstwa rolne w Wieszczykach, Tuchółce i Nowym Żalnie [Jutrowska 2006a]. Z tego względu Kicz już powyżej Tucholi prowadziła wody znacznie zanieczyszczone. Sumaryczne indeksy jakości oscylują na tym stanowisku w bardzo szerokim zakresie od 16,6 w maju 1984 do 94,9 w listopadzie 1991 rok. Zaobserwować można również znaczną rytmiczność tych wahań. Najniższymi parametrami jakościowymi struga charakteryzuje się w okresie letnim, kiedy intensywne opady uruchamiają spływy powierzchniowe. Konsekwencją tego procesu są ponadnormatywne stężenia związków fosforu i podwyższona zawartość azotanów. Jednocześnie obserwowane są deficyty tlenowe oraz nadmierna koncentracja materii

organicznej. Pomimo tego ok. 40% ogólnej liczby indeksów sumarycznych osiągnęło wartości odpowiadające I klasie czystości. Przy stabilizacji udziału sumarycznych indeksów spełniających wymogi najwyższej z klas czystości w 1976, 1984 i 1991, obserwowana była duża zmienność liczebności indeksów w pozostałych klasach czystości wód. Dopiero ostatni cykl badawczy wykazał prawie dwukrotny wzrost, w stosunku do lat poprzednich, jednostek odpowiadających I klasie czystości, tj. wyższych od 75.

Dopływ ścieków z Tucholi powoduje gwałtowny wzrost zanieczyszczenia wód strugi. Do roku 1993, tj. do uruchomienia oczyszczalni ścieków komunalnych, udział pozaklasowych sumarycznych wartości indeksów dochodził do 70% (1984 rok). Liczebność wartości ponadnormatywnych ulegała dużym zmianom. Pod koniec lat 70. obserwowana była niewielka ilość indeksów sumarycznych spełniających wymogi II klasy (16,7%), natomiast udział wartości wykraczających poza normatywy określone dla wód powierzchniowych, tj. niższych od 25, wynosił 33,3%.

Wyniki z 1991 roku wykazały niemal dwukrotny wzrost udziału indeksów w grupie nie odpowiadających normom (66,6%), przy wyraźnej redukcji wartości mieszczących się w II (16,7%) i III (16,7%) klasie czystości, w latach 80. Funkcjonująca od 1993 roku w Tucholi oczyszczalnia wydatnie wpłynęła na poprawę stanu czystości ujściowego odcinka strugi Kicz. Po raz pierwszy od momentu rozpoczęcia badań tej rzeki wystąpiły indeksy wskazujące na I klasę (33,3%). Grupa ponadnormatywnych wartości uległa zmniejszeniu o 16,7% w stosunku do 1991 roku. Najwyższym zanieczyszczeniem wody strugi charakteryzowały się w okresie letnim, tj. od czerwca do sierpnia, o czym decydowała koncentracja fosforanów.

ZMIANY ODPLYWU RZECZNEGO

Największe przemiany stosunków wodnych w dorzeczu Brdy wyrażające się zarówno w przekształceniu parametrów jakościowych jak również wielkości odpływu rzeczne go zaszły w zlewni strugi Kicz [Jutrowska 2007b]. Odpływ strugi Kicz w 1984 i 1991 roku na obydwu stanowiskach pomiarowych cechował się podobną zmiennością. W 1995 roku nastąpiło wyraźne zróżnicowanie wskaźników odpływu pomiędzy tymi stanowiskami. Udział ścieków odprowadzanych do rzeki w ilości $2810,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ w średnim rocznym przepływie strugi w 1995 roku wyniósł 10,5%, natomiast w średnim niskim przepływie (SNQ) 15,7%. Po oddaniu do użytkowania oczyszczalni ścieków komunalnych w Tucholi, wzrost odpływu rzeki w Piszczku wzrósł

dwukrotnie, przy niezmiennym zasilaniu opadami atmosferycznymi. Kolejny etap modernizacji oczyszczalni w latach 1995-2002 polegający na przyłączeniu do kanalizacji okolicznych miejscowości spowodował wzrost odprowadzanych do rzeki ścieków do $3533,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. W efekcie wykonane w 2002 roku pomiary wykazały, że średni przepływ roczny wzrósł w stosunku do 1984 roku o 183,0%, przy wzroście rocznych opadów tylko o 59,1% (Tab. 1). Tym samym nastąpiła wyraźna przewaga „przepływu antropogenicznego” nad naturalnym.

Tab. 1. Procentowy wzrost średnich rocznych przepływów strugi Kicz w Piszczku (0,6 km) oraz rocznych sum opadów atmosferycznych w Chojnicach

Rok	Suma roczna opadów atmosferycznych (mm)	Średni roczny		Średni roczny	
		przepływ ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	odpływ (mm)	opad (%)	przepływ (%)
1984	465,6	0,182	61,1	100	100
1991	532,8	0,141	47,4	114,4	77,5
1995	536,4	0,331	116,4	115,2	181,9
2002	741,0	0,515	172,9	159,1	283,0

PODSUMOWANIE

Obszar Tucholskiego Parku Krajobrazowego odwadniany jest w 95% przez rzeki dorzecza Brdy. Stosunki wodne zlewni zlokalizowanych w granicach Tucholskiego Parku Krajobrazowego uległy znacznym przekształceniom. Na przestrzeni lat zmieniała się zarówno jakość wód powierzchniowych jak i reżim odpływu. Pomimo zróżnicowanej antropopresji rzeki tego obszaru cechują się aktualnie dobrym lub umiarkowanym stanem ekologicznym. Zmiany parametrów fizycznochemicznych wód powierzchniowych następowały w trzech okresach. Pierwszy do lat 90. charakteryzował się systematycznym wzrostem zanieczyszczenia rzek. Drugi przypadający na lata 90. to wyraźne zahamowanie tego zjawiska. W pierwszej połowie lat 90. zanieczyszczenie wód powierzchniowych dorzecza zaczęło ulegać powolnemu obniżeniu. Antropopresja przestała być procesem o wyłącznie negatywnych skutkach. W wodach rzecznych widoczny był spadek koncentracji związków fosforu, azotu i materii organicznej oraz poprawa warunków tlenowych. W drugiej połowie lat 90. ta tendencja stała się jeszcze bardziej wyraźna. Poprawa parametrów jakościowych była niewątpliwie efektem oddania do

użytku oczyszczalni ścieków w największych miastach górnej części dorzecza tj. Chojnicach, Czersku i Tucholi. W trzecim okresie przypadającym na pierwsze 10-lecie XXI wieku obserwowana jest stabilizacja zawartości substancji biogennych.

Antropogeniczne przekształcenia stosunków wodnych najbardziej widoczne są w przypadku odpływu małej, zurbanizowanej w dolnej części zlewni strugi Kicz. Ścieki odprowadzane do jej wód stanowią 15,7% SNQ, a wskaźnik odpływu rzeki jest kilkakrotnie wyższy, niż wynikałoby to z wielkości opadów atmosferycznych. Proces ten odbił się negatywnie na parametrach jakościowych strugi. Wprawdzie oddana do użytku w latach 90. oczyszczalnia ścieków dla Tucholi wpłynęła na bardzo wyraźną poprawę stanu ekologicznego rzeki, ale nadal jest on oceniany jako umiarkowany a w przypadku oceny bakteriologicznej jako zły.

LITERATURA

- Jutrowska E., Goszczyński J., 2002: Wody powierzchniowe Tucholskiego Parku Krajobrazowego w badaniach Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony środowiska w Bydgoszczy. w: Ławrynów M., Różga B. (red.) Tucholski Park Krajobrazowy – stan poznania 1985-2000, UŁ, Łódź, 32-64.
- Jutrowska E., 2007: Antropogeniczne zmiany warunków hydrologicznych w dorzeczu Brdy. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Bydgoszcz.
- Jutrowska E., 2007: Wieloletnia zmienność odpływu w zlewniach cząstkowych dorzecza Brdy. [W:] Michalczyk Z., (red.) Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym. Badania hydrograficzne w poznaniu środowiska. UMCS, Lublin, t.VIII, 287-295.
- Jutrowska E., 2009: Badania rzek w świetle Ramowej Dyrektywy Wodnej , realizowane przez Inspekcję Ochrony Środowiska, na przykładzie województwa kujawsko-pomorskiego. [W:] Bogdanowicz R., Fac-Beneda J. (red.) Zasoby i ochrona wód. Obieg wody i materii w zlewniach rzecznych. Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, 413-423.
- Raporty o stanie środowiska województwa kujawsko-pomorskiego, WIOŚ, Bydgoszcz.
- Stojda A., Dojlido J., Woyciechowska., 1985: Ocena stanu czystości wód za pomocą indeksu jakości wody. Gosp. Wodna, 12(447): 281.

STRESZCZENIE

Obszar Tucholskiego Parku Krajobrazowego odwadniany jest w 95% przez rzeki dorzecza Brdy. Stosunki wodne zlewni zlokalizowanych w granicach

Tucholskiego Parku Krajobrazowego uległy znacznym przekształceniom. Na przestrzeni lat zmieniała się zarówno jakość wód powierzchniowych jak i reżim odpływu.

Pomimo zróżnicowanej antropopresji rzeki tego obszaru cechuje aktualnie dobry lub umiarkowany stan ekologiczny. Zmiany parametrów fizycznochemicznych wód powierzchniowych następowały w trzech okresach. Pierwszy do lat 90. charakteryzował się systematycznym wzrostem zanieczyszczenia rzek. Drugi przypadający na lata 90. to wyraźne zahamowanie tego zjawiska. W trzecim okresie przypadającym na pierwsze 10-lecie XXI wieku obserwowana jest stabilizacja zawartości substancji biogenych.

Antropogeniczne przekształcenia stosunków wodnych najbardziej widoczne są w przypadku odpływu małej, zurbanizowanej w dolnej części zlewni strugi Kicz. Ścieki odprowadzane do jej wód stanowią 15,7% SNQ, a wskaźnik odpływu rzeki jest kilkakrotnie wyższy, niż wynikałoby to z wielkości opadów atmosferycznych. Proces ten odbił się negatywnie na parametrach jakościowych strugi. Wprawdzie oddana do użytku w latach 90. oczyszczalnia ścieków dla Tucholi wpłynęła na bardzo wyraźną poprawę stanu ekologicznego rzeki, ale nadal jest ona oceniana jako umiarkowany a w przypadku ceny bakteriologicznej jako zły.

Słowa kluczowe: zasoby wodne, odpływ rzeczny, jakość wód powierzchniowych, dorzecze Brdy

CHANGES IN THE QUALITY OF WATERS AND RUN OFF OF THE RIVERS OF THE TUCHOLSKI LANDSCAPE PARK

SUMMARY

The area of Tucholski Landscape Park is in 9% drained by the rivers of the drainage basin of the Brda. Water relations of the drainage basin located within the boundaries of the Tucholski Landscape Park have undergone considerable transformations. Within the space of years, both the quality of surface waters as well as the regime of runoff have changed.

In spite of differentiated anthropopressure, rivers from that area are characterized by good or moderate at present ecological status. The changes of physico-chemical parameters of surface waters took place in three periods. The first one up to 90's was characterized by the systematic increase of rivers' pollution. The second one, falling on 90's shows distinct inhibition of that process. In the third period falling on the first 10 years of XXI century, stabilization of the contents of biogenic substances is observed.

Anthropogenic transformations of water relations are most clearly observed in case of runoff of the small part of the runoff of Kicz stream urbanized in its lower part.

Waste water drained off to its waters constitute 15,7% SNQ, and the rivers outflow's indicator is several times higher than it should result from the volume of precipitations. This process has negatively influenced the quality parameters of the stream. Even though handed for use in the 90-ties, the sewage-treatment plant for Tuchola had an impact on a clear improvement of the river's ecological status, but it is still estimated as moderate and in case of bacteriological assessment as bad.

Key words: *water resources, river run off, quality of surface waters, drainage basin of the Brda River*

Elwira Jutrowska

Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy

ROZDZIAŁ IV

GŁÓWNE ZAGROŻENIA I OCHRONA TERENÓW PODMOKŁYCH NA TERENIE TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

WPROWADZENIE

Ekosystemy podmokłe obejmują różnego typu siedliska hydro-geniczne, charakteryzujące się stałym przesyleniem podłoża wodą i występowaniem roślinności charakterystycznej dla siedlisk wilgotnych. Obszary wodno-błotne, zgodnie z Konwencją Ramsarską [Konwencja... 1971], to tereny podmokłe, bagien, błot i torfowisk, a także zbiorniki wodne naturalne i sztuczne, stałe i okresowe, o wodach stojących lub płynących, słodkich, słonawych lub słonych, łącznie z płytkimi wodami morskimi, które na odpływie posiadają mniej niż 6 m głębokości. Ze względu na przejściowy charakter między ekosystemami wodnymi i lądowymi są najbardziej wrażliwe na zmiany zachodzące w środowisku i jednymi z najbardziej zagrożonych obszarów na Ziemi [Mitsch i Gosselink 2007]. Dlatego też ich ochrona jest jednym z priorytetowym działań podejmowanych w ramach licznych konwencji i dyrektyw [Konwencja Ramsarska, Konwencja Rio de Janeiro, Dyrektywa Siedliskowa].

Rola mokradeł w środowisku obejmuje cały wachlarz funkcji, m.in. historyczne, kulturotwórcze, krajobrazowe [Tobolski 1998, 2003, 2006; Bragg i in. 2003]. Obszary te spełniają szczególną rolę w kształtowaniu różnorodności biologicznej. Ze względu na ekotonowy charakter cechują się wysoką bioróżnorodnością, w tym dużą liczbą gatunków zagrożonych [Głowaciński 2001, Zarzycki i Kaźmierczakowa 2001]. Odgrywają ważną rolę w kształtowaniu warunków hydrologicznych w zlewni, korzystnie wpływając na gospodarkę wodną przyległych obszarów [Pawlaczyk i in. 2002; Ministerstwo Środowiska 2006]. Tereny podmokłe pełnią ważną rolę w ograniczaniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w ekosystemach, stwarzając warunki do samooczyszczania się wód i redukcji CO₂ emitowanego do atmosfery [Dembek i Oświt 1998]. Jednakże w zależności od typu, wieku ekosystemu, sposobu

użytkowania ich funkcja może być zmienna [Ozimek 1996, Tobolski 1998, 2003, 2006].

Z drugiej strony ekosystemy te są jednymi z najbardziej wrażliwych na zmianę warunków hydrologicznych i troficznych w siedliskach. Urbanizacja i rozwój rolnictwa spowodował postępującą degradację terenów podmokłych na wielu obszarach. Jednym z głównych czynników powodujących zanik mokradeł jest rozwój sieci melioracyjnych, wysoki stopień eutrofizacji wód, zmiana struktury użytkowania zlewni czy też zmiany klimatyczne [Żurek 1996, Tobolski 1998, 2003, 2006]. Liczne tereny podmokłe, charakteryzujące się chwiejną równowagą ekologiczną, przy utrzymującej się presji mogą ulec zanikowi. Rozpoznanie ich stanu faktycznego i stopnia degradacji oraz czynników ją powodujących jest jednym z podstawowych elementów prowadzenia właściwej ochrony. Nawet na obszarach chronionych tereny podmokłe wymagają szczególnego rozpoznania, monitorowania i specjalnej ochrony.

W rozdziale przedstawiono walory i przekształcenia mokradeł Tucholskiego Parku Krajobrazowego, objętych ochroną w formie rezerwatów przyrody oraz wskazano potencjalne zagrożenia dla tych obszarów i propozycje działań ochronnych.

OBSZARY PODMOKŁE TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

Tucholski Park Krajobrazowy (TPK) znajduje się w regionie Pojezierza Południowopomorskiego (314.6), mezoregionie Bory Tucholskie (314.71) [Kondracki 2000]. Wyróżnia się tutaj trzy typ krajobrazu naturalnego: krajobraz nizinny, młogogłacjalny i sandrowy pojezierny. Główną osią hydrologiczną Parku jest rzeka Brda wraz z dopływami.

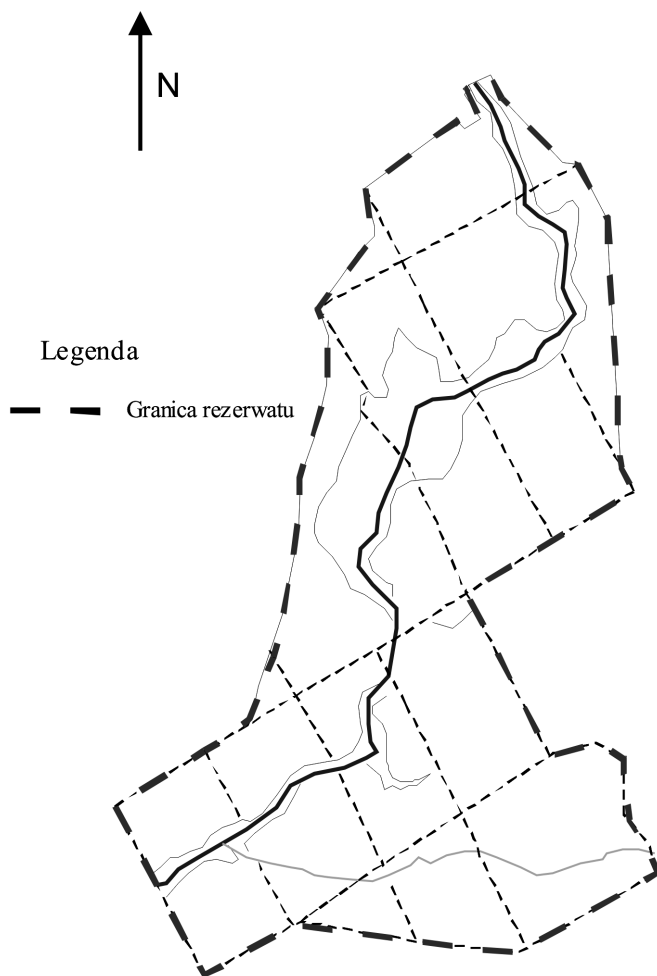
Na obszarze Borów Tucholskich znajduje się ponad 40 rezerwatów przyrody o łącznym areale 3839,80 hektarów, tj. 0,85% jego powierzchni. Największy udział posiadają rezerваты wodne i podmokłe, zajmujące 93,7% całkowitej powierzchni rezerwatów i stanowiące 84,6% całkowitej ich liczby [Tobolski 2006]. Największe rezerваты przyrody obejmujące ochroną obszary wodne i podmokłe znajdują się na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego, a są nimi rezerwat: „Bagna nad Stążką” (478,45 ha) i „Źródła rzeki Stążki” (250,02 ha). Spośród pozostałych rezerwatów na terenie TPK obejmujących ochroną siedliska podmokłe wyróżnić można Bagno Grzybna i Jezioro Zdręczno oraz Jezioro Kozie. Na obszarze Tucholskiego Parku

Krajobrazowego mokradła te mają genetycznie związek z jeziorami [Tobolski 2006].

BAGNA NAD STĄŻKĄ

Rezerwat Bagna nad Stążką obejmuje ochroną kompleks torfowisk niskich z typowo wykształconymi zespołami roślinności oraz rzadkimi gatunkami roślin. Powierzchnia rezerwatu wynosi 478,45 ha, z czego ponad 98% podlega Nadleśnictwu Tuchola.

Na terenie rezerwatu największą powierzchnię zajmują lasy (80,9% powierzchni). Bagna stanowią 14,4% powierzchni rezerwatu, a sama rzeka



Ryc. 1. Schemat sytuacyjny rezerwatu Bagna nad Stążką

1,7%. Udział innych form użytkowania, takich jak drogi (1,9%) i linie energetyczne (1,1%) jest niewielki w całkowitej powierzchni rezerwatu (Ryc. 1).

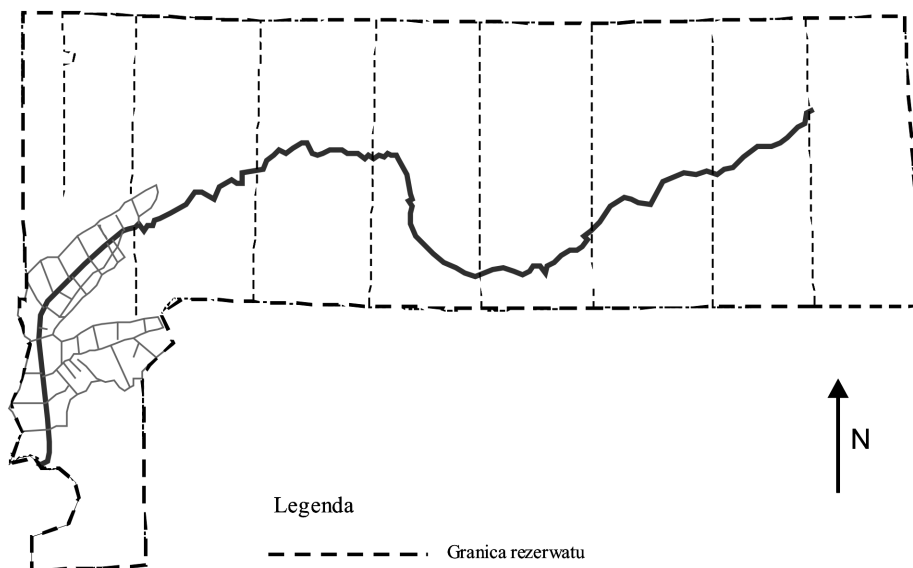
Fitocenozy „Bagna nad Stążką” charakteryzują się dużym udziałem gatunków rzadkich i ginących w skali regionu i kraju. Występują one w siedliskach różnego typu, począwszy od torfowisk niskich i przejściowych, poprzez źródliskowe i wysokie, po siedliska szuwarowe. Na terenie rezerwatu stwierdzono występowanie 32 zespołów i zbiorowisk roślinnych [Boński i Bońska 2004]. Najliczniej reprezentowana jest klasa *Phragmitetea*, której fitocenozy zajmują jednocześnie znaczną powierzchnię. Największym udziałem spośród roślinności szuwarowej charakteryzują się zespoły turzycowe: *Caricetum acutiformis*, *C. paniculata*, *C. rostrata* oraz szuwarowe *Phragitetum australis*, *Glycerietum maximae* oraz *Thelypteridi-Phragmitetum*. Na okrajkach torfowiska wysokiego rozwinęło się pło mszarne z turzycą dzióbkowatą (*Sphagno-Caricetum rostratae*) i turzycą obłą (*Caricetum diandrae*). Mszar kępkowo-dolinkowy ze *Sphagnum magellanici* i licznymi gatunkami torfowców zajmuje również dość dużą powierzchnię rezerwatu. Jednak największy areal pokrywają zbiorowiska łęgowe i olszowe (łęg olsowy, łęg jesionowo-olszowy, łęg źródliskowy, ols porzeczkowy), zasilane okresowo wodami rzeki Stążki. Siedliska suchsze rezerwatu pokrywa subkontynentalny bór świeży, z dominacją *Pinus sylvestris*. Spośród reliktów postglacjalnych występuje gwiazdnica polodowcowa (*Stellaria crassifolia*), trzcinnik prosty (*Calamagrostis stricta*), bażyna czarna (*Empetrum nigrum*), bagno zwyczajne (*Ledum palustre*), fiołek torfowy (*Viola epipsila*), żurawina drobnolistkowa (*Oxycoccus microcarpus*).

Zagrożenie dla rezerwatu stanowi ewentualna wycinka lasu i penetracja przez turystów. Szczególnie narażone na wydeptywanie przez zbieraczy runa leśnego są torfowiska wysokie. Mimo odosobnienia i znacznej odległości od osiedli ludzkich oraz braku dróg dojazdowych penetracja torfowisk jest obecna. Stan naturalności rezerwatu jest wysoki, co niewątpliwie jest unikatowe, zwłaszcza w skali europejskiej. Zachowanie naturalnych wahań stanów wody w rzece i obecność naturalnych obszarów zalewowych, z dobrze wykształconą roślinnością, zapewnia unikatowość tego rezerwatu.

ŹRÓDŁA RZEKI STĄŻKI

Rezerwat florystyczny Źródła Rzeki Stążki obejmuje swoim zasięgiem źródliska rzeki Stążki. Położony jest w centralnej części Borów Tucholskich, na

terenie gminy Cekcyn, 11 km od miejscowości Tuchola. Obszar rezerwatu wydzielono na podstawie istniejących działów leśnych (Ryc. 2). Geologicznie obszar ten powstał w wyniku erozjno-akumulacyjnej działalności lodowca, zlodowacenia bałtyckiego, podziału pomorskiego. Rezerwat zlokalizowany jest na obszarze szlaku sandrowego, zwanego sandrem Brdy.



Ryc. 2. Schemat sytuacyjny rezerwatu Źródła Rzeki Stążki

Rezerwat jest włączony do sieci EKONET jako obiekt o międzynarodowym znaczeniu. Jest jednym z 6 rezerwatów w województwie kujawsko-pomorskim obejmujących ochroną źródłiska i wysięki, a jednym z dwóch obejmujących źródła rzeki.

Ochroną objęte są źródła rzeki Stążki, które na obszarze rezerwatu zajmują powierzchnię około 1,10 ha. Źródła rzeki zostały wcześniej objęte ochroną jako pomnik przyrody pod nazwą „Wodogrzmoty Krasnoludków”. Pozostałą część rezerwatu pokrywają lasy i łąki. Obszary leśne rezerwatu w 80% pokrywają siedliska boru świeżego, a w dnie rynny rzeki Stążki – boru mieszanego świeżego. Na obszarach podmokłych wykształciły się siedliska olszowe, lasu mieszanego mokrego i wilgotnego oraz boru bagiennego. Na siedliskach ubogich, piaskach sandrowych i eolicznych, wykształcił się bór świeży [Stetkiewicz 2001]. Buduje je sosna, z niewielkim udziałem brzozy brodawkowatej i jałowcem oraz świerkiem sztucznie wprowadzonym w warstwie podszytu. Las mieszany świeży występuje na glebach dość zróżnicowanych troficznie, od ubogich, nawiązujących do borów mieszanych

do stosunkowo żyznych, typowych do lasów liściastych. Las mieszany świeży zajmuje w rezerwacie powierzchnię 7,59 ha. Pod wpływem wód gruntowych lub opadowo-glejowych na siedliskach żyznych wykształcił się las mieszany wilgotny. Na terenie rezerwatu występuje on mozaikowo, zajmując obniżenia rynnowe, dolinowe, obrzeża bagien oraz niecki powytopiskowe. Strukturę drzewostanu tworzy sosna z brzozą, olszą czarną, osiką, dębem i świerkiem. Niewielkim udziałem w strukturze lasów cechuje się bór bagienny, występujący na glebach oligotroficznym (torfach wysokich) będących pod silnym wpływem oligotroficznym wód gruntowych. Bory bagienne zajmują 10,46 ha, tj. 0,07% powierzchni rezerwatu. W obniżeniach rynnowych, będących pod wpływem wód gruntowych, na siedliskach średnio żyznych torfowisk przejściowych wykształcił się las mieszany bagienny (1,04 ha), a na żyznych glebach torfowych torfowisk niskich, pobagiennych i zabagnionych – ols typowy (25,11 ha, tj. ok. 10% powierzchni rezerwatu) [Dysarz i in. 1999]. Siedliska zbliżone do naturalnych reprezentują zbiorowiska olsu porzeczkowego *Ribo nigri-Alnetum*. W zdegradowanych siedliskach, odwodnionych, wykształciły się łągi olszowo-jesionowe *Circaeo-Alnetum*. W dolinach rzeki, na terenach źródłiskowych, odwodnionych obniżen rynnowych i powytopiskowych wypełnionych torfem występuje ols jesionowy. Dominującymi są zbiorowiska olszowo-jesionowe *Fraxino-Alnetum* lub łągi źródłiskowe *Alno-Ulmion*.

Cennymi elementami rezerwatu są nisze źródłiskowe z wypływającymi z nich źródłami rzeki oraz liczne wysięki ze zboczy doliny. Spośród roślinności najliczniej występują *Cardamine amara* i *Chrysosplenium alternifolium* oraz mchy z rodzaju *Cratoneuron* [Dysarz i in. 1999]. Florę rezerwatu źródłiskowego odcinka rzeki Stążki tworzy 246 gatunków roślin naczyniowych i mszaków, spośród których 16 objętych jest ochroną ścisłą i 21 gatunków objętych ochroną częściową. W bezpośrednim sąsiedztwie źródła wstępują zbiorowiska wilgotnych lasów *Fraxino-Alnetum*, zbiorowiska turzyc, mechowiska oraz zbiorowiska łąkowe.

Działania ochronne na terenie rezerwatu obejmują usuwanie posuszu oraz wykonanie cięć pielęgnacyjnych i trzebieży. Położenie w zwartym kompleksie leśnym i znaczna odległość od zabudowy ogranicza negatywny wpływ użytkowania zlewni na rzekę. Konieczność przebudowy drzewostanu w otoczeniu rezerwatu wynika z silnej antropopresji występującej przez wiele lat. Zdegradowane zbiorowiska leśne boru świeżego *Leucobryo-Pinetum* i boru mieszanego *Pino-Quercetum* charakteryzują się nadmiarem świerka i sosny pospolitej, które wykazują tendencję do rozprzestrzeniania się. Sukcesję świerka i sosny obserwuje się także na siedliskach łągu jesionowo-olszowego

oraz w zbiorowiskach łąkowych. Negatywnym zjawiskiem jest pinetyzacja i piceetyzacja zbiorowisk łąkowych i borów mieszanych. Obserwuje się również postępujące procesy murszenia gleb na przesuszonych łąkach. Zaniechanie kośnego użytkowania łąk uruchomiło sukcesję wtórną sosny, co przyczynia się do wyparcia gatunków światłolubnych, m.in. storczyków. Obniżenie poziomu wody w zlewni spowodowało wkroczenie pokrzywy zwyczajnej i śmiałka darniowego na płatach siedlisk łągowych pozbawionych drzewostanu.

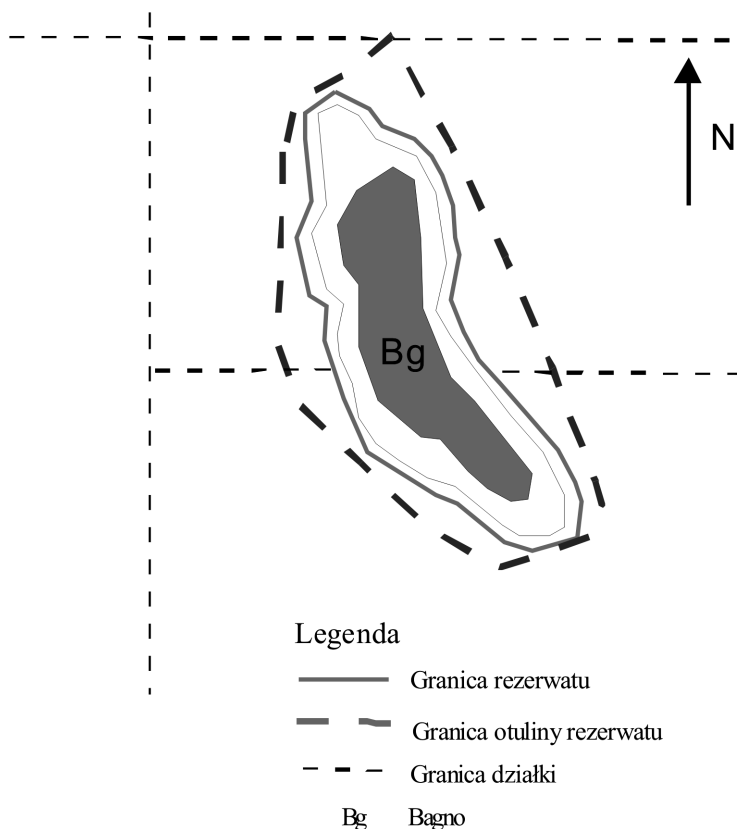
Korzystnym zjawiskiem jest zaprzestanie działań konserwacyjnych sieci melioracyjnej, co przyczynia się do stopniowego zabagniania łąk w sąsiedztwie rowów. Sprzyja to rozwojowi gatunków wilgociolubnych, zwłaszcza mszaków. Z drugiej strony uniemożliwia to utrzymanie kośnego charakteru łąk. Zbyt wysoki stopień uwilgotnienia gleby ogranicza możliwość mechanicznego koszenia łąk. Zastosowanie ręcznego koszenia przy tak dużej powierzchni jest bardzo kosztowne i czasochłonne.

W planie ochrony rezerwatu ścisłą ochroną objęto ekochorę cieku, nisze źródliskowe, torfowisko wysokie oraz źródliskowy odcinek rzeki Stążki i oraz ujściowy odcinek rzeki do jeziora Okierskiego wraz z fragmentem lasu o charakterze subborealnej brzeziny bagiennej w kompleksie łąk, o łącznej powierzchni 4,02 ha. Lasy łąkowe oraz obszar źródliskowy o powierzchni 7,76 ha objęto ochroną stabilizującą, polegającą na usuwaniu świerka. Na pozostałym obszarze zalecane są prace renaturyzacyjne, polegające na eliminacji świerka i sosny (powierzchnia 184,90 ha) oraz wprowadzeniu gatunków liściastych (powierzchnia 45,71 ha), przy zachowaniu stabilnych warunków hydrologicznych i hydrogeologicznych [Dysarz i in. 1999]. Działania na terenie leśnym rezerwatu powinny opierać się na stopniowym eliminowaniu świerka, tak aby nie zwiększać erozji wodnej z powierzchni leśnej, mogącej stanowić źródło zanieczyszczenia źródeł rzeki.

Konieczna jest stopniowa przebudowa drzewostanu, preferująca naturalne odnowienia. W miejscach po usunięciu sosny i wyeliminowaniu świerka wprowadzane są gatunki: buk zwyczajny, dąb szypułkowy, jarząb pospolity, klon jawor, i pojedynczo lipa. Najważniejsze jest zapobieganie obniżaniu się poziomu wody w siedlisku, m.in. poprzez odpowiednie gospodarowanie wodą i zapobieganie jej odpływowi ze zlewni. W celu zachowania storczyków i innych gatunków światłolubnych oraz mało konkurencyjnych (np. staroduba łąkowego) konieczne jest koszenie łąk, jednorazowo w ciągu roku.

BAGNO GRZYBNA

Bagno Grzybna obejmuje obszar bezodpływowy o powierzchni 6,26 ha z wykształconym torfowiskiem wysokim i przejściowym (Ryc. 3). Zagłębienie to powstało w wyniku wytopienia się brył martwego, zagrzebanego lodu, podczas fazy pomorskiej zlodowacenia północnopolskiego. Celem ochrony rezerwatuowej jest torfowisko wysokie i przejściowe, z rzadkimi i chronionymi gatunkami roślin. W środkowej części rezerwatu wykształcił się mszar wysokotorfowiskowy z sosną zwyczajną (*Sphagnetum magellanici pinosetum*).



Ryc. 3. Schemat sytuacyjny rezerwatu Bagno Grzybna

Torfowisko wysokie zajmuje powierzchnię 3,4 ha na glebach torfowych torfowiska wysokiego, o miąższości do około 1,6-2,5 m, z dominacją torfowców. Torfowisko przejściowe wykształciło się na obrzeżach torfowiska wysokiego. Obejmuje ono powierzchnię około 2,86 ha z wykształconymi, w środowisku mezotroficznym o zasilaniu wód opadowych i gruntowych,

glebami torfowymi torfowiska przejściowego. Strop masy organicznej tworzą mchy torfowce i turzycy, ze znacznym udziałem wełnianki i torfowców w warstwie o miąższości do 0,25 m i torfu mechowiskowego z udziałem wełnianki w warstwie poniżej 0,25 m do głębokości około 2,5 m. Cała masa organiczna, powstała w procesie zarastania jeziora, posiada miąższość od 4 do 10 m, poniżej której zalega gytia detrytusowa, a następnie warstwa mineralna – piasek [Boiński 2003].

Głównym zagrożeniem jest obniżenie się poziomu wody w torfowisku. Spowodowało to rozwój roślinności szuwarowej oraz charakterystycznej dla siedlisk suchych i przesuszonych. Obserwuje się sukcesję trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) i pokrzywy zwyczajnej (*Urtica dioica*) w głęb torfowiska oraz rozwój trzcinika prostego (*Calamagrostis neglecta*), zwłaszcza na jego obrzeżach. Spośród gatunków chronionych stwierdzono zanik rosiczki okrągłolistnej (*Drosera rotundifolia*) oraz zmniejszenie się udziału roślinności torfotwórczej w całkowitym udziale roślinności. Świadczy to o niekorzystnych warunkach hydrologicznych w rezerwacie, co sprzyja również sukcesji sosny w głęb torfowiska.

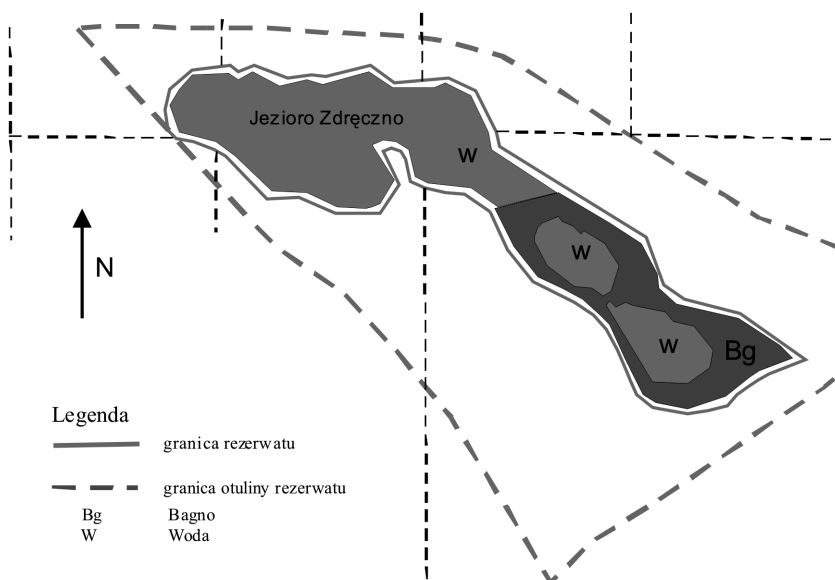
Istnieje konieczność podjęcia działań ochronnych na terenie rezerwatu, obejmujących między innymi koszenie roślinności szuwarowej i ograniczenie ekspansji sosny. Działania takie nie są ujęte w planie ochrony rezerwatu, a są konieczne dla zachowania torfowiska.

JEZIORO ZDRĘCZNO

Rezerwat „Jezioro Zdręczno” ma powierzchnię 15,74 ha i obejmuje eutroficzne jezioro wytopiskowe z torfowiskiem wysokim, o silnie wydłużonym kształcie, w kierunku wschód-zachód. Akwen poddany jest intensywnym procesom zarastania. W wyniku obniżenia poziomu wody w jeziorze od strony południowo-wschodniej wykształciły się szuwały turzycowe, a w ich środkowej części dwa dystroficzne jeziora (Ryc. 4). W północno-zachodniej części pozostała właściwa część akwenu, ze stopniowo zarastającym lustrem wody.

W zlewni jeziora, na siedliskach boru świeżego, występują jednowiekowe monokultury sosny zwyczajnej, w wieku 95-130 lat od strony północnej i południowo-wschodniej oraz w wieku 25-45 lat w pozostałym otoczeniu torfowiska.

Lustro wody częściowo pokrywają zbiorowiska *Nuphar-Nymphaetum* z dominacją *Nuphar lutea*. Obserwowano również



Ryc. 4. Schemat sytuacyjny rezerwatu Jezioro Zdręczno

występowanie grzybieni północnych (*Nuphar candida*) i kłoci wiechowatej (*Cladium marisci*). Strefę litoralną jeziora tworzy głównie roślinność szuwarowa, z dominacją pałki wąskolistnej (*Typha angustifolia*), trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) i oczeretu jeziornego (*Scirpus lacustris*). W części wschodniej dominują również zbiorowiska szuwarowe, ze znacznym udziałem pałki szerokolistnej (*Typha latifolia*) i turzycy dzióbkwatej (*Carex rostrata*). Niewielką powierzchnię pokrywa inicjalny bór bagienny *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum*. Najbardziej cennymi siedliskami są dystroficzne jeziorzka z wysokotorfowiskowym mszarem kępkowym *Sphagnetum magellanicum* [Boiński 2003].

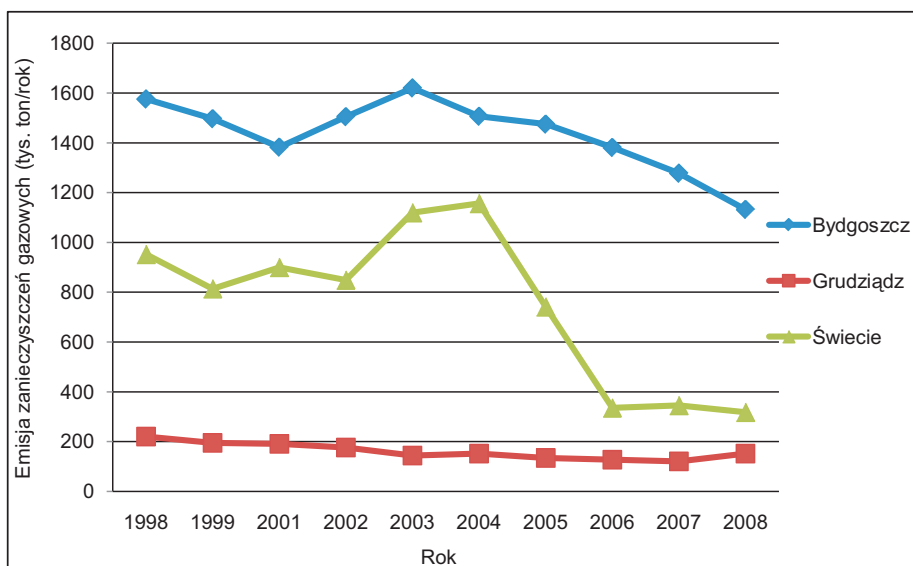
Drastyczne obniżenie poziomu wody w latach 90. ubiegłego stulecia spowodowało przyspieszenie procesu zaniku jeziora i ekspansji roślinności lądowórczej. Największe skutki obniżenia poziomu wody obserwuje się we wschodniej części akwenu. Na glebach torfowych o charakterze przejściowym ulegających procesom murszenia, obserwuje się ekspansję sosny (*Pinus sylvestris*) i trzciny pospolitej (*Phragmites australis*). Znaczne przesuszenie siedliska ogranicza rozwój helofitów i przyspiesza rozwój roślinności ruderalnej na obrzeżach rezerwatu. W samym jeziorze obserwuje się wzrost eutrofizacji wód i zwiększenie rozwoju roślinności szuwarowej.

Dla zapewnienia ochrony i prawidłowego funkcjonowania rezerwatu niezbędne jest zapobieganie dalszemu obniżaniu się poziomu wody. Jednakże

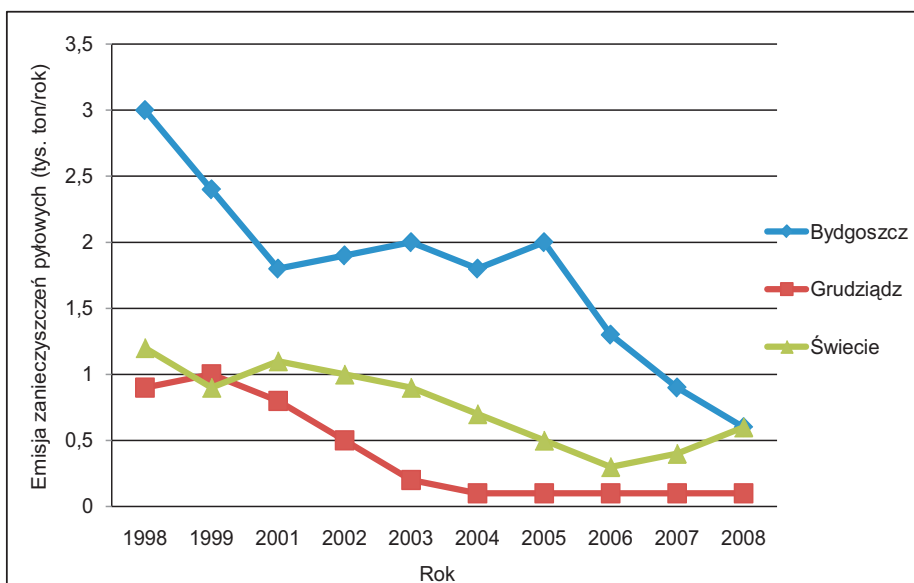
trudno jest jednoznacznie określić przyczynę znacznych wahań poziomu wody w jeziorze Zdręczno, na które z pewnością składa się wiele czynników zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych (Tobolski 1998).

ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA NA TERENIE TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

W latach 90. zeszłego stulecia głównym zagrożeniem dla istniejących mokradeł na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego była duża depozycja azotu, pyłów oraz siarki, pochodzących z emisji z ośrodków przemysłowych Grudziądza, Świecia i Bydgoszczy. Powodowało to zasilanie tych obszarów związkami azotu oraz osłabienie drzewostanów w zlewniach omawianych terenów podmokłych. Najczęstszymi objawami oddziaływania zanieczyszczeń było osłabienie drzewostanu objawiające się przebarwieniem liści i defoliacją dochodząca do 30%. Obserwowano również usychanie pędów, zmniejszenie przyrostów drzew, obniżoną zdolność do naturalnego odnawiania i zwiększoną wrażliwość na czynniki zewnętrzne. Obecnie zredukowano emisję zanieczyszczeń gazowych do atmosfery, co wpływa korzystnie na zmniejszenie wielkości ładunku azotu wprowadzonego do siedliska oraz kondycję drzewostanu na terenie Parku (Ryc. 5 i 6).



Ryc. 5. Zmiany wielkości emisji zanieczyszczeń gazowych w Bydgoszczy, Grudziądzu i Świeciu w latach 1998-2008 [na podstawie GUS 1999-2009]



Ryc. 6. Zmiany wielkości emisji zanieczyszczeń pyłowych w Bydgoszczy, Grudziądzu i Świeciu w latach 1998-2008 [na podstawie GUS 1999-2009]

PODSUMOWANIE

Tereny podmokłe na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego charakteryzują się wysokim stopniem naturalności. Jednak w wyniku obniżenia się poziomu wód gruntowych na terenie Parku obserwuje się degradację tych siedlisk i stopniową sukcesję roślinności leśnej. Działania ochronne na terenie rezerwatu Bagno Grzybna i Jezioro Zdręczno powinny obejmować działania ograniczające dalszą sukcesję lasu i oraz przeciwdziałać dalszemu obniżaniu się poziomu wody.

Na obniżanie się poziomu wód na obszarze rezerwatów mogą mieć wpływ prace melioracyjne przeprowadzone na dużą skalę w pierwszej połowie XIX wieku a obecnie również zmiany klimatyczne. Jak podaje Rebelo i in. [2009] w wyniku ocieplenia klimatu obserwuje się intensywny zanik mokradeł, a tempo tego procesu jest bardzo duże. Tym bardziej, że biocenozy ekosystemów podmokłych wcześniej poddanych ingerencji przeważnie wykazują dużą dynamikę odwodnień [Chmielewski i Radwan 1996]. Z drugiej strony, zdaniem Choińskiego [1991], obecność zwartych ekosystemów leśnych przyczyniła się do najmniejszych w skali kraju zmienności stanów i przepływów wód, obserwowanych w ciągu roku i wielolecia. W rezerwach „Bagno nad Stążką” i „Źródła Rzeki Stążki” nie stwierdzono negatywnego

oddziaływania obniżania się wód. Może to być spowodowane znacznymi przepływami wody w rzekach na terenie Parku. Jak podaje Choiński [2002], rzeka Brda charakteryzuje się znacznymi przepływami, wyższymi średnio o 30% od średniej dla Polski, co niewątpliwie ma duże znaczenie dla warunków hydrologicznych na analizowanym obszarze.

Obniżenie poziomu wody zagrożenie stwarza ryzyko przerwania procesów torfotwórczych, poprzez zmianę struktury roślinności i wkraczanie roślinności pozbawionej zdolności torfotwórczej. Proces ten obserwuje się w dwóch rezerwach na terenie TPK. Niekorzystnym zjawiskiem jest uruchomienie wówczas zjawisk degradacji złoża torfowego, poprzez jego napowietrzenie i zwiększenie ubytku masy torfowej na drodze jej biologicznego spalania lub też poprzez proces pulweryzacji i wywiewania rozdrobnionych cząstek przez wiatr [Tobolski 1998]. Przeciwdziałanie sukcesji roślinności drzewiastej na terenie torfowisk jest również niezbędne w celu ograniczenia decesji torfu. Rozwój systemów korzeniowych powoduje zwiększone napowietrzanie masy torfowej i szybszy proces jej rozkładu. Jak podkreśla Tobolski [1998], proces rozkładu torfu pod drzewostanem może być szybszy niż w agrocenozach łąkowych, jednak zależy to od wielu czynników.

Występowanie dużych kompleksów leśnych sprzyja ograniczaniu dopływu biogenów do obszarów podmokłych i wzrostowi zeutrofizowania wód. Izolacja badanych rezerwatów od wpływów antropogenicznych niewątpliwie pozytywnie wpływa na wysoki stopień ich naturalności. Jak wskazują Chmielewski i Radwan [1996], wzrost lesistości w zlewni jest ujemnie skorelowany z procesami eutrofizacji wód i z nasileniem rolniczego użytkowania, jednakże pozytywnie z procesami osuszania zlewni, co może być przyczyną obniżania się poziomu wody na niewielkich torfowiskach.

Zasadnicze znaczenie dla utrzymania i ochrony omawianych rezerwatów ma utrzymanie leśnego charakteru zlewni, tym bardziej, że torfowiska bardzo reagują na antropogeniczne zmiany hydrologiczne [Bałaga i in. 1996, Obremska 2006]. Fitocenozy leśne niewątpliwie spełniają ważną funkcję ochronną dla istniejących terenów podmokłych, ograniczając skutecznie dopływ związków biogennych. Jak podkreśla Tobolski [2006], mimo iż fitocenozy leśne zostały ukształtowane przez działalność człowieka, tworzą one krajobraz leśny, jaki panował od początku holocenu, z cechami charakterystycznymi dla biomu leśnego strefy umiarkowanej. Dlatego też hydrotopy w sandrowych krajobrazach powinno się traktować jako najbardziej miarodajne punkty odniesienia w ocenie stopnia degradacji terenów podmokłych i planowaniu ich ochrony.

Objęcie ochroną tych obszarów w formie rezerwatów i ochrona całego parku krajobrazowego, a także związane z tym prowadzenie racjonalnej gospodarki leśnej, ogranicza znacznie możliwości negatywnego oddziaływania zlewni na istniejące obszary podmokłe. Dlatego konieczne jest prowadzenie nadal racjonalnej gospodarki leśnej na obszarze Parku oraz monitorowanie zmian zachodzących na obszarze rezerwatów, aby odpowiednio wcześniej podjąć działania naprawcze i ochronne, zapobiegające dalszej ich degradacji.

LITERATURA

- Bałaga K., Dobrowolski R., Harasimiuk M., Rodzik J. 1996: Problemy genezy i ewolucji zbiorników jeziorno-tofowiskowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego a warunki ich funkcjonowania. [W:] Radwan St. (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin. 9-17.
- Boiński M. 2003a: Plan ochrony rezerwatu przyrody „Bagno Grzybna” na lata 2004-2023. Nadleśnictwo Woziwoda, Obręb Woziwoda. OIKOS, Toruń.
- Boiński M. 2003b: Plan ochrony rezerwatu przyrody „Jezioro Zdręczno” na lata 2004-2023. Nadleśnictwo Woziwoda, Obręb Woziwoda. OIKOS, Toruń.
- Boński M., Bońska U. 2004: Plan ochrony rezerwatu przyrody „Bagna nad Stążką” na okres od 01.01.2005 do 31.12.2025. OIKOS, Toruń.
- Bragg O., Lindsay R., Risager M., Silvius M., Zingstra H. 2003: Strategy and action plan for mire and peatland conservation in Central Europe. Wetlands International Publication, s. 93.
- Chmielewski T.J., Radwan St. 1996: Procesy ekologiczne zachodzące w płytkich jeziorach i otaczających je torfowiskach na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. [W:] Radwan St. (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin, 31-38.
- Choiński A. 1991: Katalog jezior Polski. Część I: Pojezierze Pomorskie. Wyd. Naukowe UAM.
- Choiński A. 2002. Rzeki Borów Tucholskich. [W:] Banaszak J., Tobolski K. Park Narodowy „Bory Tucholskie” na tle projektowanego rezerwatu biosfery. Wyd. Charzykowy, 139-150.
- Dembek W., Oświt J. 1998: Siedliska mokradłowe w sieci ECONET-PL. Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA. Fundacja IUCN Poland. Warszawa, 171-196.
- Dyrektywa Siedliskowa. DYREKTYWA RADY 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r.
w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, 15/t. 2.

- Dysarz R., Korczyński M., Kowalewski G., Schubert T., Stetkiewicz A. 1999: Plan ochrony rezerwatu Źródła Rzeki Stążki na lata 1999-2018. Bydgoszcz.
- GUS 1999 - 2009. Informacje i opracowania statystyczne. Ochrona środowiska. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Głowaciński Z. (red.) 2001: Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Kondracki J. 2000: Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 440.
- Konwencja... 1971: Konwencja o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego. <http://www.ramsar.org/>
- Konwencja Rio de Janeiro 1992: Konwencja o różnorodności biologicznej.
- Kowalewski G., Milecka K. 2006: Jeziora i torfowiska Parku Narodowego Bory Tucholskie. Przewodnik terenowy. Park Narodowy Bory Tucholskie, Charzykowy. Wyd. FOREST, 189.
- Ministerstwo Środowiska 2006: Strategia ochrony obszarów wodno-błotnych w Polsce wraz z planem działań (na lata 2006-2013). Departament Leśnictwa, Ochrony Przyrody i Krajobrazu, Warszawa.
- Mitsch W.J., Gosselink J.G. 2007: Wetlands. Fourth Edition. John Wiley and Sons. Hoboken, New Jersey, USA.
- Obremska M. 2006: Dynamika akumulacji biogenicznej w obszarze oddziaływania Zalewu Żurskiego (Bory Tucholskie). Praca doktorska. UAM Poznań, 1-102.
- Ozimek T. 1996: Struktura, funkcjonowanie i rola ekosystemów podmokłych w ochronie jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] Radwan St. (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin. 67-71.
- Pawlaczyk P., Wołejko L., Jermaczek A., Stańko R. 2002: Poradnik ochrony mokradeł. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Rebelo L.M., Finlayson C.M., Nagabhatla N. 2009: Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis. *Journal of Environmental Management*, 90: 2144-2153.
- Stetkiewicz A. 2001: Operat siedliskowo-glebowy. Maszynopis.
- Tobolski K. 1998: Ekosystemy torfowiskowe i bagienne. [W:] Dobrowolski K., Lewandowski K. Ochrona środowisk wodnych i błotnych w Polsce. Oficyna Wydawnicza Inst. Ekologii PAN, 153-164.
- Tobolski K. 2003: Torfowiska na przykładzie Ziemi Świeckiej. Wyd. Towarzystwo Przyjaciół Dolnej Wisły, s. 242.

- Tobolski K. 2006: Wprowadzenie do przyrody Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. [W:] Kowalewski G., Milecka K. Jeziora i torfowiska Parku Narodowego Bory Tucholskie. Przewodnik terenowy. Wyd. Park Narodowy Bory Tucholskie, Charzykowy, 13-43.
- Zarzycki K. (red.) Kaźmierczakowa R. 2001: Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Kraków: Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN.
- Żurek S. 1996: Melioracje bagien. [W:] Gutry-Korycka M., Werner-Więckowska H. Przewodnik do hydrograficznych badań terenowych. Wyd. Naukowe PWN, 215-220.

STRESZCZENIE

Tereny podmokłe należą do ekosystemów najbardziej wrażliwych na zmiany warunków wilgotnościowych i troficznych. Długotrwała antropopresja spowodowała zanik tych cennych ekosystemów lub znaczną ich degradację. Szczególnie istotne jest objęcie cennych przyrodniczo obszarów podmokłych ochroną prawną i podejmowanie odpowiednich działań ochronnych w celu ich utrzymania i powstrzymania dalszej ich degradacji. Aby skutecznie podjąć odpowiednie działania niezwykle istotny jest właściwy monitoring tych obszarów. W rozdziale przedstawiono ocenę stopnia przekształcenia mokradeł Tucholskiego Parku Krajobrazowego objętych ochroną w formie rezerwatu przyrody oraz wskazano potencjalne zagrożenia dla tych obszarów i propozycje działań ochronnych. Najwyższym stopniem naturalności charakteryzują się rezerwaty Bagna nad Stążką i Źródła Rzeki Stążki. Na terenie rezerwatów Bagno Grzybna i Jezioro Zdręczno obserwuje się skutki obniżenia poziomu zwierciadła wody gruntowej oraz sukcesję sosny i innych gatunków szuwarowych lub nitrofilnych.

Słowa kluczowe: tereny podmokłe, obszary chronione, Tucholski Park Krajobrazowy

MAJOR HAZARDS AND PROTECTION OF WETLANDS IN THE TUCHOLSKI LANDSCAPE PARK

SUMMARY

Wetlands are the most sensitive ecosystems to the hydrological and trophic changes. Long-term pressure caused degradation or even disappearance of these very unique ecosystems. It is, therefore, very important to protect wetlands and this can be achieved by establishing protected areas (national, landscape parks or reserve) and by application of appropriate methods of management and renaturation. Monitoring is

one of the most important ways to be used in order to respond in a timely manner when a degradation process sets in. The aim of the paper was to evaluate the stage of wetlands degradation in the natural reserve in the Tucholski Landscape Park. The Bagna nad Stążką and Źródła Rzeki Stążka were characterised by the highest natural values. In the reserved: Bagno Grzybna and Jezior Zdręczno, Negative effects of groundwater level lowering and the succession of Pinus sylvestris and Urtica dioica were observed in the peatlands.

Key words: wetlands, protected areas, Tucholski Landscape Park

Agnieszka E. Ławniczak

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Remigiusz Popielarz

Tucholski Park Krajobrazowy

FLORA

Szymon Jusik, Tomasz Zgoła, Remigiusz Popielarz

ROZDZIAŁ V

MAKROFITY RZEK TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

WPROWADZENIE

Nowoczesne podejście do ochrony środowiska wodnego nie ogranicza się obecnie do problemu jakości wód. Ciekie postrzegane są jako ekosystemy i ocena ich degradacji uwzględnia przede wszystkim stan żyjących w nim organizmów. Wdrażana obecnie w całej Unii Europejskiej Ramowa Dyrektywa Wodna [Directive 2000/60/EC] wprowadza nowe zasady gospodarowania zasobami wodnymi, kładąc szczególny nacisk na ekologiczne podejście do oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych z wykorzystaniem kryteriów biologicznych. Wśród organizmów wykorzystywanych do oceny stanu ekologicznego uwzględnione zostały rośliny wodne – makrofity.

Monitoring wód, ich ochrona oraz utrzymanie dobrego stanu ekologicznego są szczególnie istotne na obszarach chronionych – w parkach narodowych i krajobrazowych, w rezerwatach przyrody, na obszarach chronionego krajobrazu oraz na obszarach specjalnej ochrony siedlisk i ptaków Natura 2000. Wszystkie wymienione formy ochrony przyrody są tworzone na terenach charakteryzujących się znacznym stopniem naturalności, o dużych walorach przyrodniczych i mają na celu ochronę tych walorów. Bardzo dobry i dobry stan ekologiczny rzek oraz jezior świadczą o braku lub niewielkim negatywnym wpływie antropopresji na ekosystemy wodne. Stan ekologiczny gorszy od dobrego może z kolei świadczyć m.in. o nadmiernej presji turystycznej, niewłaściwej gospodarce rolnej lub o innych formach antropopresji [Muhar i in. 2000, Reynoldson i Wright 2000].

BADANIA STANU EKOLOGICZNEGO RZEK Z ZASTOSOWANIEM MAKROFITÓW

Tucholski Park Krajobrazowy utworzono w roku 1985 celu ochrony południowo-wschodniej części Borów Tucholskich. Położony jest on w dorzeczu rzeki Brdy, a administracyjnie na terenie województw kujawsko-pomorskiego i pomorskiego. Lasy zajmują ponad 86% terenu, natomiast użytki rolne prawie 9%. Główną oś wodną Parku stanowią rzeki Brda i Czerska Struga. Do większych cieków należą również Bielska Struga, Stążka (Ruda) i Zwierzynka. Celem badań była ocena stanu ekologicznego rzek Tucholskiego Parku Krajobrazowego na podstawie makrofity oraz charakterystyka florystyczna roślin wodnych, występujących w wodach płynących parku.

Badania terenowe prowadzono w pełni sezonu wegetacyjnego (czerwiec – wrzesień) w latach 2004-2006. Badaniami objęto 5 rzek zlokalizowanych na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego: Brda, Czerska Struga, Rakówka, Stążka (Ruda) oraz Zwierzynka (Tab. 1). Ogółem

Tab. 1. Wykaz odcinków rzek badanych na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego

Lp.	Nazwa rzeki	Nazwa stanowiska	Współrzędne środka odcinka badawczego		Wysokość m n.p.m.	Typ makrofity
			Długość geograficzna	Szerokość geograficzna		
1	Brda	Myłof 1	N 53° 46' 22"	E 17° 43' 08"	118	piaszczysty
2	Brda	Myłof 2	N 53° 46' 27"	E 17° 42' 56"	115	piaszczysty
3	Brda	Piła k. Gostycyna	N 53° 30' 47"	E 17° 53' 06"	84	piaszczysty
4	Brda	Świt	N 53° 32' 33"	E 17° 53' 06"	91	piaszczysty
5	Czerska Struga	Łosiny 1	N 53° 43' 05"	E 17° 53' 35"	122	piaszczysty
6	Czerska Struga	Łosiny 2	N 53° 42' 58"	E 17° 53' 34"	119	piaszczysty
7	Czerska Struga	Zapędowo	N 53° 41' 30"	E 17° 51' 25"	106	piaszczysty
8	Rakówka	Nowy Sumin 1	N 53° 35' 21"	E 17° 58' 10"	105	piaszczysty
9	Rakówka	Nowy Sumin 2	N 53° 35' 21"	E 17° 58' 21"	110	piaszczysty
10	Stążka	Gołąbek 1	N 53° 36' 36"	E 17° 57' 47"	108	piaszczysty
11	Stążka	Gołąbek 2	N 53° 36' 26"	E 17° 57' 55"	107	piaszczysty
12	Stążka	Gołąbek 3	N 53° 36' 14"	E 17° 57' 25"	99	organiczny
13	Stążka	Gołąbek 4	N 53° 36' 04"	E 17° 57' 20"	98	organiczny
14	Stążka	Rudzki Młyn 3	N 53° 34' 23"	E 17° 55' 25"	93	organiczny
15	Stążka	Rudzki Młyn 4	N 53° 35' 12"	E 17° 56' 33"	96	organiczny
16	Stążka (Ruda)	Rudzki Młyn 1	N 53° 33' 12"	E 17° 54' 16"	88	organiczny
17	Stążka (Ruda)	Rudzki Młyn 2	N 53° 32' 59"	E 17° 54' 08"	86	organiczny
18	Zwierzynka	Barłogi 1	N 53° 41' 15"	E 17° 59' 57"	112	piaszczysty
19	Zwierzynka	Barłogi 2	N 53° 41' 18"	E 18° 00' 08"	114	piaszczysty
20	Zwierzynka	Libera	N 53° 42' 52"	E 18° 03' 03"	122	piaszczysty
21	Zwierzynka	Lipowa	N 53° 43' 22"	E 18° 05' 37"	127	piaszczysty
22	Zwierzynka	Rzepiczna	N 53° 43' 04"	E 18° 02' 00"	118	piaszczysty

przebadano 22 stanowiska, każde o długości 100 m. Były one zlokalizowane na wysokości od 84 do 127 m n.p.m. Przebadane ciekі reprezentowały dwa typy makrofitowe rzek nizinnych [Szozkiewicz i in. 2006, 2010a]: organiczne (rzeka Stążka w górnym i środkowym biegu) oraz piaszczyste (pozostałe ciekі)

Badania roślinności wodnej wykonywano według Makrofitowej Metody Oceny Rzek [Szozkiewicz i in. 2008, 2010a]. Polega ona na dwukrotnym spenetrowaniu 100 metrowego odcinka rzeki, przemierzając cały dystans w dwóch kierunkach. Pozwala to na optymalne, zróżnicowane obserwacje dna rzeki oraz zakorzenionych tam makrofitów. Badania wykonuje się brodząc w korycie rzeki lub z łódki (w przypadku rzek trudno dostępnych lub głębokich). Przemieszczać należy się kursem zygzakowatym, obejmując obserwacjami całą szerokość ciekі.

Tab. 2. Zastosowane w badaniach współczynniki pokrywania makrofitów

Współczynnik pokrycia	Procentowy udział w pokryciu
1	<0,1%
2	0,1-1%
3	1-2,5%
4	2,5-5%
5	5-10%
6	10-25%
7	25-50%
8	50-75%
9	75-100%

Tab. 3. Makrofitowe wskaźniki stanu ekologicznego wykorzystane w pracy

Nazwa wskaźnika	Skrót	Wzór		Źródło
Makrofitowy Indeks Rzeczny	MIR	$MIR = \frac{\sum_{i=1}^N (L_i \cdot W_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^N (W_i \cdot P_i)} \cdot 10$	gdzie: L_i , STR_i , CS_i – liczba wskaźnikowa trofizmu dla i -tego gatunku;	Szozkiewicz i in. 2006, 2010a
Indice Biologique Macrophytique en Rivière	IBMR	$IBMR = \frac{\sum_{i=1}^N (CS_i \cdot E_i \cdot K_i)}{\sum_{i=1}^N (E_i \cdot K_i)}$	W_i , E_i – współczynnik wagowy dla i -tego gatunku;	Haury i in. 2006
Mean Trophic Rank	MTR	$MTR = \frac{\sum_{i=1}^N (STR_i \cdot SCV_i)}{\sum_{i=1}^N SCV_i} \cdot 10$	P_i , SCV_i , K_i – współczynnik pokrycia dla i -tego gatunku	Dawson i in. 1999, Holmes i in. 1999

Ocena botaniczna obejmuje spis flory oraz określenie udziału w pokrywaniu dla każdego taksonu wg 9-stopniowej skali (Tab. 2). Podczas badań terenowych rejestruje się wszystkie taksony wodne i szuwarowe występujące na wyznaczonym odcinku badawczym rzeki, w tym: rośliny naczyniowe, paprotniki, mchy, wątrobowce i glony makroskopowe.

W oparciu o wyniki badań roślinności obliczono trzy biologiczne wskaźniki stanu ekologicznego wód (Tab. 3): polski Makrofitowy Indeks Rzeczny – MIR [Szozskiewicz i in. 2006, 2010a], francuski Indice Biologique Macrophytique en Rivière – IBMR [Haury i in. 2006] oraz brytyjski Mean Trophic Rank – MTR [Dawson i in. 1999, Holmes i in. 1999].

Indeks MIR przypisuje poszczególnym gatunkom roślin wodnych dwie liczby wskaźnikowe [Szozskiewicz i in. 2006, 2010a]. Pierwsza to tzw. liczba wartości wskaźnikowej – L, odpowiadająca średniemu poziomowi trofii środowiska, w którym dany takson występuje. Druga liczba, to tzw. współczynnik wagowy – W. Jest ona miarą tolerancji ekologicznej gatunku. Wskaźnik MIR przyjmuje wartości od 10 (odcinki rzek o złym stanie ekologicznym) do 100 (odcinki rzek o bardzo dobrym stanie ekologicznym).

W indeksie IBMR, analogicznie jak w Makrofitowym Indeksie Rzecznym, poszczególnym taksonom przypisane są dwie liczby wskaźnikowe [Haury i in. 2006]. Pierwsza z nich – CS, jest odpowiednikiem liczby L. Druga liczba – E, jest odpowiednikiem współczynnika wagowego W. Wskaźnik IBMR przyjmuje wartości od 0 (silnie zdegradowane odcinki rzek) do 20 (nie zdegradowane odcinki rzek).

Brytyjski indeks MTR poszczególnym bioindykatorom przypisuje tylko jedną liczbę wskaźnikową – Species Trophic Rank (STR) w zakresie od 1 (hypertrofia) do 10 (oligotrofia). Ostateczna wartość wskaźnika MTR jest dziesięciokrotnością średniej wartości wskaźnika STR ważonego pokryciem gatunków i wynosi od 10 do 100 [Dawson i in. 1999, Holmes i in. 1999].

FLORA MAKROFITÓW TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

W badanych rzekach stwierdzono występowanie 104 taksonów (Tab. 4), w większości sklasyfikowanych w randze gatunku (z wyjątkiem glonów identyfikowanych do rodzaju). Są wśród nich przedstawiciele różnych grup taksonomicznych: 4 zielonice, 4 mchy, 3 paprotniki, 48 roślin naczyniowych dwuliściennych i 45 jednoliściennych. Rozpoznane rośliny reprezentują także różnorodne grupy ekologiczne: 4 glony, 4 mszaki, 5 pleustofitów, 13 elodeidów,

3 nymfeidy oraz 75 helofitów. Najliczniej reprezentowanymi rodzajami na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego były rdestnice (*Potamogeton*) oraz turzyce (*Carex*). Obydwa liczyły po 7 gatunków. Najczęściej występującym gatunkiem była rzęsa drobna (*Lemna minor*), którą stwierdzono na 18 spośród 22 przebadanych stanowisk (82%). Bardzo często występowały także potocznik wąskolistny (*Berula erecta*) i manna mielec (*Glyceria maxima*) – 17 stanowisk, żabiściek pływający (*Hydrocharis morsus-ranae*) – 16 stanowisk oraz jeżogłówka pojedyncza (*Sparganium emersum*) – 15 stanowisk.

W obrębie poszczególnych stanowisk badawczych zidentyfikowano od 9 (Zwierzynka, Barłogi 1) do 45 taksonów (Brda, Piła k. Gostycyna). Średnio na stanowisku notowano 23 taksony (Ryc. 1). Zaobserwowane liczby gatunków są typowe dla nizinnych rzek piaszczystych (9-45 gatunków) oraz organicznych (15-37 gatunków). Podobne wartości uzyskali Szoszkiewicz i in. [2007], analizując zróżnicowanie roślinności wodnej Polski niżowej, w 180 rzekach piaszczystych oraz 64 organicznych. Równocześnie badania pokazują, że zazwyczaj na stanowiskach referencyjnych rzek oraz na odcinkach o bardzo dobrym stanie ekologicznym, różnorodność biologiczna, w tym także liczba taksonów, jest mniejsza niż w ciekach charakteryzujących się umiarkowanym poziomem antropopresji [Staniszewski i in. 2006, Jusik 2008, Szoszkiewicz i in. 2010c]. Przykładowo w nizinnych referencyjnych rzekach piaszczystych Szoszkiewicz i in. [2010c] stwierdzili średnio tylko po 17 ± 5 taksonów.

Podczas badań stwierdzono występowanie tylko czterech gatunków mchów oraz nie znaleziono żadnych wątrobowców. Warunkiem koniecznym do bytowania mszaków w ciekach jest przede wszystkim odpowiednie podłoże. Mchy i wątrobowce wymagają gruboziarnistego, kamienistego materiału dna oraz wartkiego przepływu wody [Szoszkiewicz i in. 2009]. Mszaki w porównaniu z roślinami naczyniowymi charakteryzują się niską konkurencyjnością i zwykle ustępują na stanowiskach zdominowanych przez makrofity naczyniowe [Steinman i Boston 1993]. Jest to podstawowa przyczyna nielicznego występowania mszaków w rzekach nizinnych o podłożu piaszczystym lub mulistym. Wszystkie przebadane rzeki na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego należały do nizinnych cieków piaszczystych oraz organicznych, charakteryzujących się stosunkowo powolnym przepływem oraz droбноziarnistym materiałem dna (głównie piaskiem lub mułem). Tłumaczy to stosunkowe ubóstwo mszaków wodnych w ciekach parku.

Najwięcej taksonów makrofitów (68) stwierdzono w rzece Stążce. Na drugim miejscu pod względem liczby taksonów znalazła się Brda (60), która jest

Tab. 4. Występowanie makrofitytów w przebadanych rzekach Tucholskiego Parku Krajobrazowego (TPK)

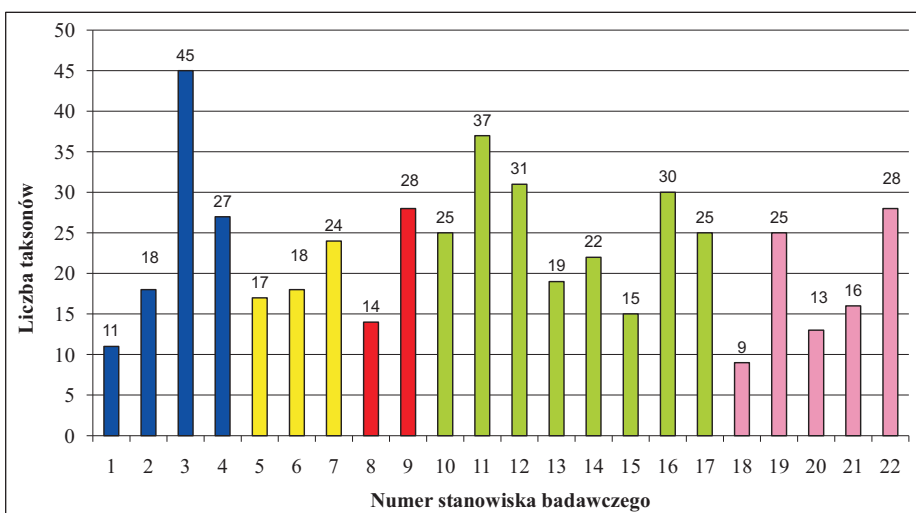
Wyróżnione grupy ekologiczne roślin: Glo – glony, Msz – mszaki, Ple – pleustofity, Elo – elodeidy, Nym – nymfeidy, Hel – helofity. Odcieniami szarości w tabeli zaznaczono % liczby stanowisk danego typu makrofitytowego w którym takson wystąpił:

		0-10%	11-25%	26-50%	51-100%				
Lp.	Nazwa taksonu	Grupa ekologiczna	Brda	Czerska Struga	Rakówka	Stażka (Rudá)	Zwierzynka	Częstość występowania w TPK	
ZIELENICE									
1	<i>Cladophora sp.</i> Kütz.	Glo	x			x	x	45	
2	<i>Enteromorpha sp.</i> Link	Glo	x	x				14	
3	<i>Mougeotia sp.</i> Agardh	Glo	x	x				14	
4	<i>Spirogyra sp.</i> Link	Glo	x			x		9	
MCHY									
5	<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	Msz			x			5	
6	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Msz	x					14	
7	<i>Leptodictyum riparium</i> (Hedw.) Warnst.	Msz		x				5	
8	<i>Platyhypnidium riparioides</i> (Hedw.) Dixon	Msz				x		5	
PAPROTNIKI									
9	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	Hel		x		x	x	36	
10	<i>Equisetum palustre</i> L.	Hel				x		5	
11	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	Hel				x		5	
NACZYNIOWE DWULIŚCIENNE									
12	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Hel	x	x	x	x	x	32	
13	<i>Batrachium circinatum</i> (Sibth.) Fr.	Elo				x	x	9	
14	<i>Batrachium trichophyllum</i> (Chaix) Bosch	Elo	x					5	
15	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	Hel	x	x	x	x	x	77	
16	<i>Bidens cernua</i> L.	Hel					x	9	
17	<i>Bidens frondosa</i> L.	Hel					x	5	
18	<i>Bidens tripartita</i> L.	Hel	x			x		9	
19	<i>Caltha palustris</i> L.	Hel	x				x	14	
20	<i>Callitriche sp.</i> L.	Elo	x					5	
21	<i>Cardamine amara</i> L.	Hel			x	x		18	
22	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Elo	x			x		32	
23	<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	Elo				x		5	
24	<i>Cicuta virosa</i> L.	Hel	x	x	x	x	x	41	
25	<i>Comarum palustre</i> L.	Hel					x	5	
26	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	Hel	x			x		9	
27	<i>Epilobium sp.</i> L.	Hel	x		x	x	x	18	
28	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	Hel	x					5	
29	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	Hel				x		5	
30	<i>Galium palustre</i> L.	Hel	x			x	x	23	
31	<i>Lycopus europaeus</i> L.	Hel	x				x	18	
32	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	Hel	x	x		x		23	
33	<i>Lysimachia thyrsoiflora</i> L.	Hel	x			x		9	
34	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	Hel					x	5	
35	<i>Lythrum salicaria</i> L.	Hel	x			x		9	
36	<i>Mentha aquatica</i> L.	Hel	x	x	x	x	x	64	
37	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	Hel		x		x		14	
38	<i>Myosotis palustris</i> (L.) L. em. Rchb.	Hel	x	x	x	x	x	55	
39	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	Nym	x	x		x		50	
40	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	Hel	x				x	14	
41	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	Hel			x			5	
42	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	Hel				x	x	18	
43	<i>Ranunculus lingua</i> L.	Hel		x				5	

Lp.	Nazwa taksonu	Grupa ekologiczna	Brdą	Czerska Struga	Rakówka	Siązka (Ruda)	Zwierzyńka	Częstość występowania w TPK
44	<i>Ranunculus repens</i> L.	Hel	x			x	x	27
45	<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	Hel				x	x	18
46	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	Hel	x	x		x		18
47	<i>Rumex aquaticus</i> L.	Hel	x	x	x	x	x	64
48	<i>Salix aurita</i> L.	Hel		x				5
49	<i>Salix cinerea</i> L.	Hel		x				5
50	<i>Scrophularia umbrosa</i> Dumort.	Hel	x	x	x	x		27
51	<i>Scutellaria galericulata</i> L.	Hel	x				x	9
52	<i>Senecio</i> sp. L.	Hel				x		9
53	<i>Sium latifolium</i> L.	Hel	x	x	x		x	27
54	<i>Solanum dulcamara</i> L.	Hel		x		x	x	36
55	<i>Stachys palustris</i> L.	Hel		x				5
56	<i>Stellaria uliginosa</i> Murray	Hel				x		5
57	<i>Urtica dioica</i> L.	Hel	x				x	18
58	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	Hel			x	x	x	36
59	<i>Veronica beccabunga</i> L.	Hel	x		x		x	32
NACZYNIOWE JEDNOLIŚCIENNE								
60	<i>Acorus calamus</i> L.	Hel	x					5
61	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Hel	x			x	x	41
62	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Hel		x		x	x	27
63	<i>Alopecurus geniculatus</i> Sobol.	Hel					x	5
64	<i>Butomus umbellatus</i> L.	Hel	x					9
65	<i>Calla palustris</i> L.	Hel		x		x		27
66	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	Hel	x	x	x	x		50
67	<i>Carex gracilis</i> Curtis	Hel	x		x	x	x	32
68	<i>Carex paniculata</i> L.	Hel		x	x	x	x	41
69	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	Hel				x		5
70	<i>Carex riparia</i> Curtis	Hel	x			x		18
71	<i>Carex rostrata</i> Stokes	Hel		x	x	x		32
72	<i>Carex vesicaria</i> L.	Hel				x	x	14
73	<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) P.Beauv.	Hel				x		5
74	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	Hel				x		9
75	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elo	x	x	x	x	x	64
76	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R.Br.	Hel					x	5
77	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	Hel	x	x	x	x	x	77
78	<i>Glyceria notata</i> Chevall.	Hel				x		5
79	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	Ple	x		x	x	x	73
80	<i>Iris pseudacorus</i> L.	Hel	x	x				18
81	<i>Juncus articulatus</i> L. em. K.Richt.	Hel	x					5
82	<i>Juncus conglomeratus</i> L. em. Leers	Hel					x	5
83	<i>Juncus effusus</i> L.	Hel				x		5
84	<i>Lemna gibba</i> L.	Ple					x	5
85	<i>Lemna minor</i> L.	Ple	x	x	x	x	x	82
86	<i>Lemna trisulca</i> L.	Ple	x	x	x	x	x	45
87	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Hel	x	x	x			32
88	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Hel	x			x		18
89	<i>Poa palustris</i> L.	Hel				x		5
90	<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	Elo	x	x		x		36
91	<i>Potamogeton crispus</i> L.	Elo	x					9
92	<i>Potamogeton lucens</i> L.	Elo	x		x			14
93	<i>Potamogeton natans</i> L.	Nym	x			x		23
94	<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert.&W.D.J.Koch	Elo	x			x		32
95	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Elo	x			x		18
96	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Elo	x			x		18

Lp.	Nazwa taksonu	Grupa ekologiczna	Brda	Czerska Struga	Rakówka	Stążka (Ruda)	Zwierzyńka	Częstość występowania w TPK
97	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	Hel	x					14
98	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	Hel	x	x	x	x	x	36
99	<i>Sparganium emersum</i> Rehmann	Elo	x	x	x	x	x	68
100	<i>Sparganium erectum</i> L. em. Rchb.	Hel		x		x	x	23
101	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	Ple	x	x	x	x		55
102	<i>Stratiotes aloides</i> L.	Nym				x		9
103	<i>Typha angustifolia</i> L.	Hel				x		9
104	<i>Typha latifolia</i> L.	Hel	x	x		x	x	32
	LICZBA GATUNKÓW		60	38	28	68	45	

największym ciekim na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego. Najmniej gatunków (28) natomiast stwierdzono w rzece Rakówce, która z kolei jest najmniejszym ciekim spośród wszystkich przebadanych. Liczba gatunków i różnorodności biologiczna z reguły zwiększają się w obrębie danego typu rzek, wraz ze wzrostem ich wielkości (powierzchni zlewni) [Szozkiewicz i in. 2007]. Wynika to przede wszystkim z większej heterogeniczności i mozaikowatości środowiska rzecznoego w większych ciekach. W obrębie przekroju poprzecznego koryta można tam zwykle znaleźć więcej mikrosiedlisk znacznie



Ryc. 1. Liczba taksonów makrofitytów w przebadanych rzekach Tucholskiego Parku Krajobrazowego

Objaśnienia: Każdy kolor w obrębie słupków na wykresie oznacza jedną rzekę: niebieski (stanowiska 1-4) – rzeka Brda, żółty (stanowiska 5-7) – rzeka Czerska Struga, czerwony (stanowiska 8-9) – rzeka Rakówka, zielony (stanowiska 10-17) – rzeka Stążka (Ruda), różowy (stanowiska 18-22) – rzeka Zwierzyńka. Pełne nazwy rzek i stanowisk podano w tabeli 1.

różniących się parametrami abiotycznymi [Kemp i in. 1999, Gantes i Caro 2001]. Wszystkie przebadane cieki, poza Stążką w górnym i środkowym biegu, należą do rzek nizinnych piaszczystych. W ich obrębie możemy zaobserwować wspomnianą powyżej zależność.

Na uwagę zasługuje występowanie wielu gatunków torfowiskowych w rzece Stążce, specyficznych dla cieków organicznych. Najbardziej typowe taksony to: bobrek trójlistkowy (*Menyanthes trifoliata*), czermień błotna (*Calla palustris*), osoka aloesowa (*Stratiotes aloides*), szaleń jadowity (*Cicuta virosa*), turzycę dzióbkwatą (*Carex rostrata*) i prosowa (*Carex paniculata*), żabiściek pływający (*Hydrocharis morsus-ranae*) oraz paproć zachyłnik błotny (*Thelypteris palustris*). Wszystkie wymienione gatunki są charakterystyczne dla niezdegradowanych nizinnych rzek organicznych i pozwalają rozpoznać ten typ rzeki w terenie [Szozskiewicz i in. 2006, 2010b].

STAN EKOLOGICZNY RZEK TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO OCENIONY NA PODSTAWIE MAKROFITÓW

Na podstawie wyników terenowych badań makrofitów obliczono trzy wskaźniki stanu ekologicznego wód: MIR, IBMR oraz MTR. Na ich podstawie dokonano klasyfikacji rzek, uzyskując zróżnicowane wyniki (Tab. 5).

Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR) jest od 2007 roku wdrażany do rutynowego monitoringu wód płynących w Polsce, a wypracowane biologiczne kryteria oceny stanu ekologicznego rzek zostały uwzględnione w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. W rzekach Tucholskiego Parku Krajobrazowego wskaźnik MIR przyjmował wartości w przedziale od 26,6 (Zwierzynka, Lipowa) do 50,0 (Czerska Struga, Zapędowo). Są to typowe wartości dla rzek nizinnych Polski. Podobne wyniki uzyskują pracownicy Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska w ramach państwowego monitoringu wód powierzchniowych [Pietruczuk i Szozskiewicz 2008, 2009]. Wartości referencyjne wskaźnika MIR dla rzek nizinnych Polski kształtują się w przedziale 47,1-50,9, w zależności od typu makrofitowego [Szozskiewicz 2010c].

Prezentacja wyników monitoringu z użyciem indeksu MIR wyraża stopień odchylenia od referencyjnego stanu ekologicznego i jest przedstawiana w postaci pięciostopniowej klasyfikacji. Sześć spośród przebadanych stanowisk sklasyfikowano w bardzo dobrym stanie ekologicznym, 14

Tab. 5. Makrofitowe wskaźniki stanu ekologicznego rzek Tucholskiego Parku Krajobrazowego

Lp.	Nazwa rzeki	Nazwa stanowiska	MIR	Klasa MIR	IBMR	Klasa IBMR	MTR	Klasa MTR
1	Brda	Mylof 1	37,9	2	7,89	5	32,9	IIb
2	Brda	Mylof 2	36,9	2	7,64	5	32,0	IIb
3	Brda	Piła k. Gostycyna	40,1	2	8,85	4	37,1	IIb
4	Brda	Świt	44,9	1	8,35	4	38,0	IIb
5	Czerska Struga	Łosiny 1	37,9	2	9,23	4	34,7	IIb
6	Czerska Struga	Łosiny 2	41,4	2	10,60	3	37,7	IIb
7	Czerska Struga	Zapędowo	50,0	1	11,47	3	40,8	IIb
8	Rakówka	Nowy Sumin 1	40,0	2	10,21	3	40,0	IIb
9	Rakówka	Nowy Sumin 2	42,6	2	11,06	3	39,2	IIb
10	Stążka (Ruda)	Rudzki Młyn 1	34,0	3	8,45	4	31,8	IIb
11	Stążka (Ruda)	Rudzki Młyn 2	37,2	2	9,09	4	34,2	IIb
12	Stążka	Rudzki Młyn 3	44,5	1	11,18	3	42,9	IIb
13	Stążka	Rudzki Młyn 4	45,1	1	10,93	3	44,2	IIb
14	Stążka	Gołąbek 1	42,8	2	10,98	3	41,8	IIb
15	Stążka	Gołąbek 2	35,3	2	8,74	4	30,6	IIb
16	Stążka	Gołąbek 3	47,4	1	10,97	3	44,4	IIb
17	Stążka	Gołąbek 4	47,1	1	10,14	3	48,2	IIa
18	Zwierzyńska	Barłogi 1	39,3	2	11,38	3	37,4	IIb
19	Zwierzyńska	Barłogi 2	40,2	2	11,24	3	38,5	IIb
20	Zwierzyńska	Libera	41,1	2	12,21	2	46,0	IIa
21	Zwierzyńska	Lipowa	26,6	3	8,29	4	35,2	IIb
22	Zwierzyńska	Rzepiczna	41,5	2	10,77	3	42,2	IIb

w dobrym, a dwa w umiarkowanym. Podstawowym celem Ramowej Dyrektywy Wodnej jest przywrócenie zdegradowanym ekosystemom wód śródlądowych (będących w stanie ekologicznym gorszym niż dobry), co najmniej dobrego stanu ekologicznego, do roku 2015, poprzez różnorodne działania ochronne [Directive 2000/60/EC].

Francuski wskaźnik IBMR przyjmował wartości w przedziale od 7,64 (Brda, Mylof 2) do 12,21 (Zwierzyńska, Libera). Są to typowe wartości dla rzek nizinnych Polski, charakteryzujące się przy tym dużą zmiennością [Szozskiewicz 2007]. Bardzo niskie wartości wskaźnika w rzece Brdzie, na stanowiskach Mylof 1 i 2, były spowodowane obfitym występowaniem zielenic taśmy (*Enteromorpha sp.*) oraz gałęzatk (*Cladophora sp.*), które w systemie IBMR są uznawane za gatunki wybitnie hipertroficzne. Z drugiej strony wartości oscylujące powyżej 11,3 odpowiadają wartościom referencyjnym dla rzek nizinnych Polski [Szozskiewicz 2007]. Możemy tutaj zaobserwować dużą

rozbieżność, gdyż wartości referencyjne dla Polskich cieków nizinnych odpowiadają 2 lub 3 klasie włoskiej [Metodologie... 2004]. Wynika to z faktu, iż 80% powierzchni Włoch zajmują góry, a w rzekach górskich dominują mszaki, które zawyżają wartości wskaźników makrofitowych. Wśród przebadanych rzek jedną sklasyfikowano w dobrym stanie ekologicznym (Zwierzynka, Libera), 12 w umiarkowanym, 7 w słabym i dwie w złym. Jednak jak już wspomniano powyżej, wyniki te w odniesieniu do naturalnych uwarunkowań polskich nizin są znacznie zaniżone (o ponad 2 klasy).

Brytyjski wskaźnik MTR przyjmował wartości w przedziale od 32,0 (Brda, Myłof 2) do 48,2 (Stążka, Gołąbek 4). Są to typowe wartości dla rzek nizinnych Polski. Szoszkiewicz i in. [2002] oraz Zbierska i in. [2002, 2004] uzyskali analogiczne wyniki w ciekach Wielkopolski, Warmii oraz Ziemi Lubuskiej. Należy zaznaczyć, że w rzekach nizinnych Polski, indeks MTR bardzo rzadko przekracza wartość 50,0, nawet na odcinkach referencyjnych [Szoszkiewicz 2006].

W interpretacji wskaźnika MTR rozróżnia się trzy stopnie degradacji rzek [Holmes i in. 1999]. Pierwszy stopień (I) obejmuje cieki o wartości wskaźnika MTR wyższym od 65, które uznaje się za odcinki rzek nieeutrofizowane. Istnieje jednak możliwość, że nawet przy tak wysokim poziomie wskaźnika MTR rzeka może być potencjalnie narażona na eutrofizację i zaleca się dodatkowo porównanie wyniku badań z wartością wskaźnika MTR podobnego hydromorfologicznie cieku w warunkach referencyjnych. Drugi stopień degradacji (II) obejmuje rzeki z wartością MTR od 25 do 65. Grupa ta stanowi cieki z postępującą eutrofizacją. W tym stopniu rozróżnia się dwie kategorie: (IIa - wartość MTR 45-65) wskazująca na rzekę potencjalnie narażoną na degradację i IIb (wartości MTR 25-45), gdzie antropogeniczna eutrofizacja już się rozpoczęła. W przypadku trzeciego stopnia (III), kiedy wartości MTR są mniejsze od 25, mamy do czynienia z poważną degradacją spowodowaną eutrofizacją, zanieczyszczeniami organicznymi lub toksynami. Dwa spośród przebadanych odcinków rzek zaklasyfikowano do kategorii IIa (Stążka, Gołąbek 4 oraz Zwierzynka, Libera), natomiast pozostałe 20 do kategorii IIb.

W zależności od tego, do której kategorii ciek został zakwalifikowany, dobiera się odpowiednie działania do walki z zagrożeniem. Odcinki rzek mieszczące się w kategorii IIa powinno się monitorować w miejscach punktowych dopływów zanieczyszczeń oraz wzdłuż rzeki [Holmes i in. 1999]. Bierze się tutaj także pod uwagę możliwość ograniczania dopływu biogenów. Rzeki w kategorii IIb powinny być także monitorowane co roku, ale uwzględnia

się tutaj zarówno punktowe jak i powierzchniowe źródła zanieczyszczeń. Na takich obszarach należy starać się ograniczać dopływ biogenów do rzeki.

PODSUMOWANIE

Rzeki Tucholskiego Parku Krajobrazowego charakteryzują się dużą różnorodnością warunków abiotycznych. Występują tu obok siebie zarówno rzeki organiczne jak i piaszczyste. Znajduje to swoje odbicie w bogactwie gatunkowym stwierdzonych roślin wodnych. W obrębie poszczególnych stanowisk badawczych zidentyfikowano od 9 do 45 taksonów. Średnio na stanowisku notowano 23 taksony. Zaobserwowane liczby gatunków są typowe dla nizinnych rzek piaszczystych oraz organicznych. Większość rzek charakteryzuje się dobrym lub bardzo dobrym stanem ekologicznym, co wskazuje na niski poziom ich degradacji. Na rzece Stążce wyznaczono nawet stanowiska o charakterze referencyjnym dla typu organicznego, co jest dość unikalną obserwacją w skali kraju. Obok stanowisk charakteryzujących się niskim poziomem degradacji antropogenicznej można spotkać nieliczne odcinki, w których zaobserwowano znaczące pogorszenie warunków ekologicznych wyrażone w niższych wartościach indeksów makrofitowych. Wskazuje to na konieczność podjęcia adekwatnych działań zmierzających do poprawy warunków ekologicznych w sąsiedztwie tych odcinków rzek.

LITERATURA

- Dawson F.H., Newman J.R., Gravelle M.J., Rouen K.J., Henville P. 1999: Assessment of the Trophic Status of Rivers Using Macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. R&D Technical Report E39, Environment Agency.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 Oct. 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJEC L 327/1 of 22.12.2000.
- Gantes H.P., Caro A.S. 2001: Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquatic Botany*, 70: 225-236.
- Haury J., Peltre M.-C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treytore C., Cazaubon A., Lambert-Servien E. 2006: A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophytes Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, 570: 153-158.

- Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L., Dawson F.H. 1999: Mean Trophic Rank: A Users Manual, R&D Technical Report E38, Environment Agency.
- Jusik S. 2008: Wpływ przekształceń morfologicznych wybranych cieków i zbiorników wodnych na występowanie makrofity. Praca doktorska. Maszynopis.
- Kemp J.L., Harper D.M., Crosa G.A. 1999: Use of „functional habitats” to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 159-178.
- Metodologie analitiche della componente vegetazionale negli. 2004: Centro Tematico Acque Intere e Marino Costiere Tk 04.04.04a, Firenze.
- Muhar S., Schwarz M., Schutz S., Jungwirth M. 2000: Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia*, 422/423: 343-358.
- Pietruczuk K., Szoszkiewicz K. 2008: Ramowa Dyrektywa Wodna w praktyce – Makrofity – metoda oceny rzek w monitoringu wód płynących w Wielkopolsce. *Gospodarka wodna*, 10/2008: 408-410.
- Pietruczuk K., Szoszkiewicz K. 2009: Ocena stanu ekologicznego rzek i jezior w Wielkopolsce w oparciu o makrofity zgodnie z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej. *Nauka Przyroda Technologie*, 3, 3, #96.
- Reynoldson T.B., Wright J.F. 2000: The reference condition: problems and solutions. In: Wright J.F., Sutcliffe D.W., Furse M.T. (Eds.). *Assessing the biological quality freshwaters – RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside.
- Steinman A.D., Boston H.L. 1993: The ecological role of aquatic macrophytes in a woodland streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 12: 17-26.
- Staniszewski R., Szoszkiewicz K., Zbierska J., Leśny J., Jusik S., Clark R. 2006: Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. *Hydrobiologia*, 566: 235-246.
- Szoszkiewicz K., Karolewicz K., Ławniczak A., Dawson F.H. 2002: An assesment of the MTR aquatic plant bioindication system for determining the trophic status of Polish Rivers. *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol.11, 4: 421-427.
- Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T. 2006: Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofity i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Etap II. Opracowanie metodyki badań terenowych makrofity na potrzeby rutynowego monitoringu wód oraz metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód na podstawie makrofity. Tom I – Rzeki. Akademia Rolnicza w Poznaniu. Warszawa – Poznań – Olsztyn (maszynopis).
- Szoszkiewicz K., Jusik S., Zgoła T., Czechowska M., Hryc B. 2007: Uncertainty of macrophyte-based monitoring for different types of lowland rivers, *Belg. J. Bot.*, 140 (1): 7-16.

- Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T. 2008: Metoda oceny rzek oparta na makrofitych realizowana w Polsce na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej. *Wiad. Mel. i Łąk.*, 4 (419): 163-165.
- Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T. 2010a: Makrofitowa Metoda Oceny Rzek. Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Szoszkiewicz K., Jusik S., Ławniczak A.E., Zgoła T. 2010b: Macrophyte development in unimpacted lowland rivers. *Hydrobiologia*, w druku.
- Szoszkiewicz K., Jusik S., Ławniczak A.E., Zgoła T., Szwabińska M. 2010c: Zróżnicowanie makrofitów w różnych typach nizinnych rzek referencyjnych w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, t. 10 z. 3 (31), w druku.
- Zbierska J., Szoszkiewicz K., Ławniczak A. 2002: Możliwości wykorzystania metody Mean Trophic Rank do bioindykacji rzek na przykładzie zlewni Samicy Stęszewskiej. *Rocz. AR, Mel i Inż. Środ.*, 23: 559-570.
- Zbierska J., Szoszkiewicz K., Kupiec J., Mendyk D. 2004: Ocena nizinnych rzek Polski bioindykacyjną metodą Mean Trophic Rank. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumietus*, 3: 41-49.

STRESZCZENIE

Tucholski Park Krajobrazowy, w obrębie którego prowadzono badania zaprezentowane w artykule, utworzono w roku 1985 w celu ochrony południowo-wschodniej części Borów Tucholskich. Położony jest on w dorzeczu rzeki Brdy. Badania terenowe prowadzono w pełni sezonu wegetacyjnego (czerwiec – wrzesień) w latach 2004-2006. Badaniami objęto 5 rzek zlokalizowanych na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego: Brda, Czerska Struga, Rakówka, Stążka (Ruda) oraz Zwierzynka. Ogółem przebadano 22 stanowiska, każde o długości 100 m. Badania roślinności wodnej wykonywano według Makrofitowej Metody Oceny Rzek [Szoszkiewicz i in. 2008, 2010a]. W oparciu o wyniki badań roślinności obliczono biologiczne wskaźniki stanu ekologicznego wód. W badanych rzekach stwierdzono występowanie 104 taksonów, w większości sklasyfikowanych w randze gatunku (z wyjątkiem glonów identyfikowanych do rodzaju). Najwięcej taksonów makrofitów (68) stwierdzono w rzece Stążce. Większość z przebadanych rzek charakteryzuje się dobrym lub bardzo dobrym stanem ekologicznym, co wskazuje na niski poziom ich degradacji. Na rzece Stążce wyznaczono nawet stanowiska o charakterze referencyjnym dla typu organicznego, co jest dość unikalną obserwacją w skali kraju. Obok stanowisk charakteryzujących się niskim poziomem degradacji antropogenicznej można spotkać nieliczne odcinki, w których zaobserwowano znaczące pogorszenie warunków ekologicznych wyrażone w niższych wartościach indeksów makrofitowych.

Wskazuje to na konieczność podjęcia adekwatnych działań zmierzających do poprawy warunków ekologicznych w sąsiedztwie tych odcinków rzek.

Słowa kluczowe: makrofity, różnorodność gatunkowa, stan ekologiczny, rzeki, ochrona przyrody

RIVER MACROPHYTES IN TUCHOLSKI LANDSCAPE PARK

SUMMARY

Tucholski Landscape Park, in which presented surveys were conducted, was funded in year 1985 to protect south-east part of Tucholskie Forests. It is located in river Brda catchment. Field surveys were conducted in vegetation periods (June – September) in years 2004-2006. They included 5 rivers located in Tucholski Landscape Park: Brda, Czerska Struga, Rakówka, Stążka (Ruda) and Zwierzynka. Overall, 22 sites were investigated, each 100 m long. Macrophytes surveys were conducted according to Macrophyte Method of River Assessment [Szozkiewicz et al. 2008, 2010a]. The results were utilized to calculate different biological indexes of ecological status of rivers. There were found 104 taxa in surveyed rivers. Most of them were classified to species (excluding algae, which were distinguished into different genres). The highest abundance of macrophyte taxa (68) was observed in Stążka river. Most of analysed rivers represent good or very good ecological status, what results from low level of anthropogenic pressure. One river (Stążka) even represents reference conditions for organic rivers (regarding macrophytes), which is a very rare observation in Polish lowlands. There are also significantly degraded sites, what was reflected in low values of calculated biological indexes. These results point out that there should be conducted some actions to improve ecological conditions in such sites.

Key words: macrophytes, biodiversity, ecological status, rivers, nature conservation

Szymon Jusik, Tomasz Zgoła

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Remigiusz Popielarz

Tucholski Park Krajobrazowy

ROZDZIAŁ VI

NAJCENNIEJSZE POROSTY TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO I ICH OCHRONA

WPROWADZENIE

Fragment Borów Tucholskich znajdujący się w granicach Tucholskiego Parku Krajobrazowego (TPK) ze względu na bogactwo potencjalnych siedlisk charakteryzuje się dużym bogactwem lichenologicznym. Pierwsze informacje o porostach okolic Tucholi opublikował Brick [1886]. Krawiec [1938] w swoim obszernym opracowaniu o porostach epilitycznych Pomorza podaje listę gatunków z „Kamienia Jagiełły” w Rudzkim Moście. Bardziej gruntowne badania składu gatunkowego porostów wraz z analizą ich siedlisk całego obszaru Borów Tucholskich rozpoczęte zostały w drugiej połowie lat 70. i trwały do początku lat 90. XX wieku. Ich wyniki prezentowane były podczas konferencji i zjazdów naukowych oraz zamieszczone w licznych publikacjach [Lipnicki 1990, 1993abc]. Szczególne miejsce zajmują wśród nich wystąpienia i apele o potrzebie ochrony porostów [Lipnicki 1988, 1991c, 1991d]. Niektóre doniesienia o stanowiskach bardzo cennych gatunków porostów dotyczyły bezpośrednio terenu Tucholskiego Parku Krajobrazowego [Lipnicki 1991a, 1991b].

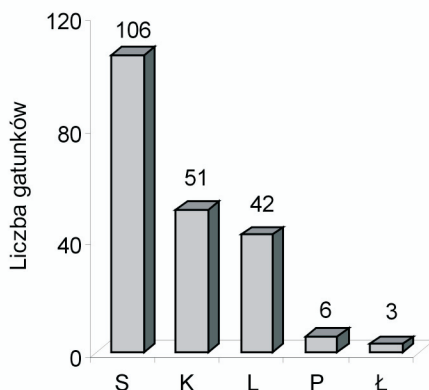
Wiele informacji o składzie gatunkowym porostów, warunkach ich występowania oraz zagrożeniach i potrzebie ochrony wykorzystywanych było w dokumentacjach projektowanych obiektów chronionych, np. TPK, rezerwatu Dolina Brdy i Bagna nad Stążką oraz Rezerwatu Biosfery Bory Tucholskie. W ostatnim dziesięcioleciu pojawiło się kilka doniesień z informacjami o stanowiskach rzadkich gatunków porostów na omawianym terenie, m.in. Fałtynowicza [2000], Lipnickiego [2002 i 2003b], Czarnoty [2005] i Kukwy [2005].

Chociaż rozpoznanie świata porostów występujących w Tucholskim Parku Krajobrazowym można uznać za zadowalające, to niewątpliwie wegetują tu także inne, dotychczas nie odnalezione, a z pewnością bardzo cenne. Konieczne jest przeprowadzenie gruntownych badań, których celem będzie uaktualnienie listy taksonów, wykazanie kierunków ich przemian oraz ewentualnych zagrożeń i – w konsekwencji – wskazanie działań ochronnych.

W opracowaniu zastosowano, głównie w oparciu o listę Esslingera [2009], aktualnie obowiązujące naukowe nazewnictwo porostów.

OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA POROSTÓW TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

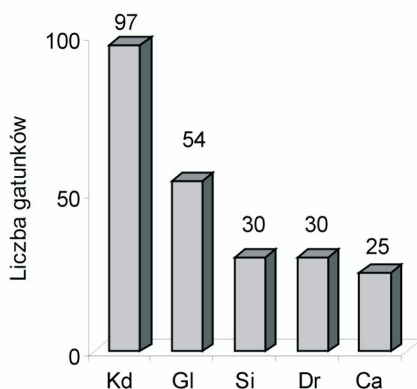
W wyniku dotychczasowych badań na terenie TPK stwierdzono występowanie 208 gatunków porostów należących do 72 rodzajów. Stanowi to ok. 65% ogółu taksonów znanych z terenu całych Borów Tucholskich. Jest to wskaźnik bardzo wysoki, zważywszy, że poza granicami TPK znajdują się takie obiekty jak, m.in. rezerwat Kręgi Kamienne z kilkudziesięcioma góorskimi gatunkami porostów epilitycznych, nieznanymi w pozostałej części Borów Tucholskich [Kiszka i Lipnicki 1994]. Oznaczono także dwa gatunki grzybów naporostowych.



Ryc. 1. Liczby gatunków porostów wg typów morfologicznych plech: S – skorupiaste, K – krzaczkowate, L – listkowate, P – proszkowate, Ł – łuseczkowate

Ponad połowa gatunków (106) wykształca plechę skorupiastą (Ryc. 1). Najliczniejszym rodzajem w tej grupie jest *Lecanora* – 20 gatunków, z pozostałych stosunkowo licznie reprezentowane są: *Pertusaria* (7 gatunków) i *Verrucaria* (5). Zwraca uwagę duża liczba porostów krzaczkowatych, przy czym większość spośród nich (35 taksonów), to naziemne *Cladonia*. Porosty o łuseczkowatych plechach reprezentowane są przez rodzaj *Hypocenomyce*. Z kolei liczbę gatunków o proszkowatej plesze należy traktować jako przybliżoną, ponieważ dokładne ich zdiagnozowanie nie jest możliwe w warunkach „terenowych” – wymaga zastosowania technik chromatografii cienko-warstwowej.

Porosty zajmują wszystkie dostępne im siedliska; są wśród nich gatunki epifityczne, epigeiczne, epilityczne oraz epiksyliczne. Niektóre charakteryzują się bardzo wąskim zakresem tolerancji warunków siedliskowych, np. przywiązaniem do gładkiej kory drzew w miejscach wilgotnych i zacienionych (stwierdzone np. tylko w Uroczysku Piekło nad Brdą). Inne, np. część naziemnych *Cladonia*, mogą osiedlać się na różnych podłożach (Ryc. 2). Najliczniejszą grupę (97 gatunków) stanowią porosty epifityczne. Reprezentują one wszystkie grupy morfologiczne. Do najpospolitszych porostów nadrzewnych należą, m.in.: listkowate *Hypogymnia physodes* i *Parmelia sulcata*, skorupiasta *Lecanora conizaeoides*, krzaczkowate *Pseudevernia furfuracea* i *Evernia prunastri*, łusczkowata *Hypocenomyce scalaris* oraz proskowata *Lepraria incana* (sensu lato).



Ryc. 2. Liczby gatunków porostów wg siedlisk: Kd – na korze drzew, Gl – na glebie, Si – na skalnym podłożu krzemianowym, Dr – na drewnie i martwych szczątkach innych roślin, Ca – na sztucznym podłożu skalnym (beton itp.)

Na korze grabów i buków w miejscach zacienionych występują głównie porosty o plechach skorupiastych. Są wśród nich taksony bardzo cenne dla nauki. Z kolei na grubej i spękanej korze przydrożnych klonów i innych drzew liściastych osiedlają się krzaczkowate *Ramalina*. Niektóre porosty preferują określony forofit. Na przykład na korze starych dębów (m.in. w okolicach Białych Błot) często można znaleźć przedstawicieli *Calicium* i *Chaenotheca*, a w szczelinach kory – m.in. *Chrysothrix candelaris*. Na korze brzoź rosnących przy leśnych drogach (np. przy drodze z Suszka do Rytla) często występują bardzo cenne gatunki z rodzaju *Usnea*.

Główny trzon porostów naziemnych stanowią przedstawiciele *Cladonia*. Występują one głównie w zbiorowiskach borowych oraz w murawach

szczotlichowych. Na poboczach leśnych dróg oraz w murawach często rosną chronione *Peltigera*.

Typowymi przedstawicielami porostów epiksylicznych są *Micarea*. Większość spośród pozostałych osiedlających się na drewnie w różnych stadiach rozkładu stanowią porosty naziemne lub nadrzewne.

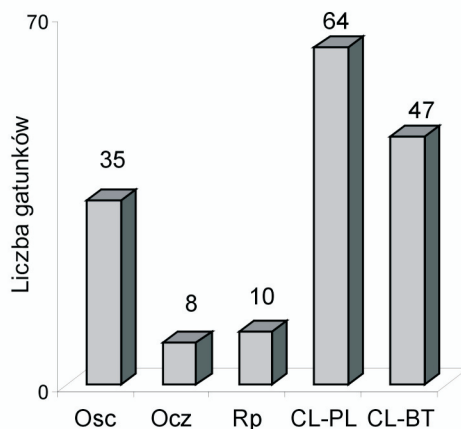
Mimo ubóstwa naturalnych siedlisk dla porostów epilitycznych, grupa ta jest stosunkowo liczna. Na podłożu z węglanem wapniowym (tynki, betony itp.) stwierdzono taksony w większości pospolite, np. z rodzajów *Caloplaca* i *Lecanora*. Do bardziej interesujących należy *Aspicialia moenium*. Nieco więcej gatunków występuje na podłożu krzemianowym (słupki oddziałowe, głązy, kamyki). Jest wśród nich kilka taksonów bardzo rzadkich w Borach Tucholskich, np. *Xanthoparmelia mougeotii* znaleziona w okolicach mostu kolejowego nad Stążką w okolicach Nowego Młyna oraz *Verrucaria elaeomelaena*, której plechy porastają głązy zanurzone w wodzie Brdy w Uroczysku Piekło nad Brdą.

POROSTY SZCZEGÓLNIENIE CENNE

O wartościach przyrodniczych każdego terenu świadczy przede wszystkim udział organizmów określanych jako „cenne”. Dotyczy to wszystkich, charakterystycznych dla analizowanego obszaru grup roślin, zwierząt i grzybów. Zachowanie składu gatunkowego w miarę zbliżonego do pierwotnego świadczy o stosunkowo mniejszym niż gdzie indziej odkształceniu terenu, w tym przede wszystkim o zachowaniu pełnej gamy zróżnicowanych mikrosiedlisk.

Szczególną wartością jest obecność taksonów, które w naturalnych łańcuchach różnych zależności (w tym pokarmowych) stanowią ich początkowe ogniwa. Są wśród nich porosty. O wysokich walorach przyrodniczych TPK świadczy między innymi obecność porostów rzadkich w Polsce i objętych ochroną prawną. Dobry stan zachowania mikrosiedlisk potwierdzają liczne taksony zagrożone na terenie Polski bądź w skali Borów Tucholskich, a także uznane za relikty puszczańskie (Ryc. 3).

Wśród 208 gatunków porostów dotychczas stwierdzonych na terenie TPK znajduje się 91 chronionych, zagrożonych lub reliktowych. Włączając do tej grupy porosty rzadkie na terenie Polski bądź tylko na Pomorzu, gatunki „cenne” stanowią około 50% ogółu taksonów porostów TPK. Jest to wskaźnik bardzo wysoki, potwierdzający istnienie obszarów tylko nieznacznie przekształconych.

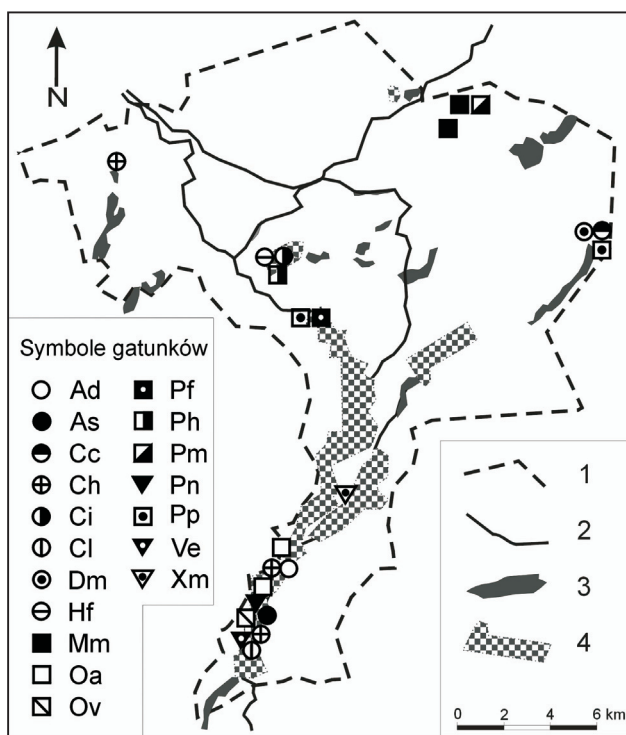


Ryc. 3. Liczby cennych gatunków porostów: Osc – objęte ochroną ścisłą, Ocz – objęte ochroną częściową, Rp – relikty puszczańskie, CL-PL – zagrożone na terenie Polski, CL-BT – regionalnie zagrożone

Do cennych gatunków porostów należy *Arthonia aspersella*, obecnie włączona przez taksonomów do zbiorczego gatunku *Arthonia didyma*. Po raz pierwszy na terenie Polski stwierdzono jego obecność w Uroczysku Piekło nad Brdą. Rośnie tam w miejscu zacienionym na korze wiązu. W bardzo podobnych warunkach siedliskowych porost ten znaleziono w kilka lat później w Drawieńskim Parku Narodowym [Lipnicki 1991a]. Na terenie rezerwatu Jeziora Kozie, jako na pierwszym na terenie Polski w okresie powojennym stanowisku, znaleziono rosnący na drewnie *Hypocenomyce friesii*.

Bardzo rzadkim w Polsce jest *Diploschistes muscorum*. Z jedyne go stanowiska na terenie Borów Tucholskich (w okolicach Rosochatki – na granicy TPK) został podany po raz pierwszy przez Fałtynowicza [2000]. Wraz z także rzadkimi *Pycnothelia papillaria* i *Cladonia cariosa* rośnie on na ziemi na nasypie kolejowym. Kukwa [2005] znalazł na korze sosny między parkingiem a Uroczyskiem Piekło nad Brdą nieznany dotychczas na terenie Borów Tucholskich, rzadki na terenie Polski *Hypocenomyce anthracophila*. Oprócz wymienionych porostów na terenie TPK występuje jeszcze wiele innych również rzadkich gatunków, których obecność znacznie podnosi wartość przyrodniczą terenu. Stanowiska niektórych z nich przedstawiono na Ryc. 4.

Porosty należą do organizmów najbardziej zagrożonych. Spośród ponad 1600 gatunków stwierdzonych w granicach Polski prawie 900 (około 56%) umieszczonych jest na krajowej Czerwonej Liście [Cieśliński i in. 2003]. Na terenie TPK występuje 64 spośród nich. Niektóre, np. *Graphis scripta*, *Evernia prunastri*, *Peltigera canina*, *P. membranacea*, *Pleurosticta acetabulum*,

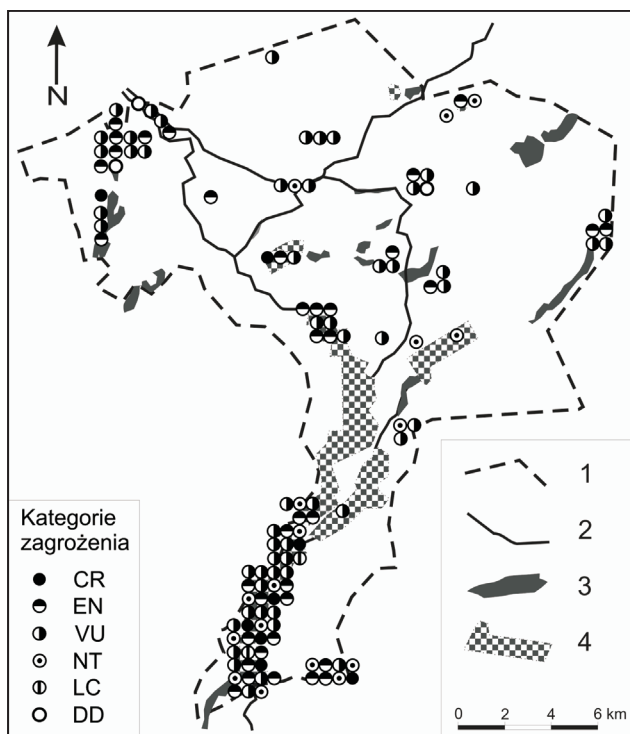


Ryc. 4. Stanowiska wybranych najcenniejszych gatunków porostów

Objaśnienia: Ad – *Arthonia didyma*, As – *Arthothelium spectabile*, Cc – *Cladonia cariosa*, Ch – *Chrysothrix candelaris*, Ci – *Cladonia incrassata*, Cl – *Cliostomum corrugatum*, Dm – *Diploschistes muscorum*, Hf – *Hypocenomyce friesii*, Mm – *Micarea melaena*, Oa – *Ochrolechia arborea*, Ov – *Opegrapha viridis*, Pf – *Pertusaria flavida*, Ph – *Parmeliopsis hyperopta*, Pm – *Pertusaria multipuncta*, Pn – *Pyrenula nitidella*, Pp – *Pycnothelia papillaria*, Ve – *Verrucaria elaeomelaena*, Xm – *Xanthoparmelia mougeotii*; oznaczenia legendy: 1 – granice Tucholskiego Parku Krajobrazowego, 2 – rzeki i kanały, 3 – jeziora, 4 – rezerваты przyrody

Ramalina farinacea, *R. fraxinea*, *R. pollinaria*, *Tuckermannopsis chlorophylla*, *Usnea hirta* i *U. filipendula* posiadają tu liczne stanowiska. Są to ważne elementy przyrody Parku. Taką wartość mają także porosty zagrożone, znane z 1-3 stanowisk. Są to, m.in.: znajdujący się na terenie Polski na granicy wymarcia (kategoria CR) *Arthothelium spectabile* (występuje na korze leszczyn w rezerwacie Dolina Rzeki Brdy – między Rudzkim Mostem i Świtem), a także wymierające w kraju (kategoria VU) – *Arthothelium ruanum*, *Chaenotheca phaeocephala*, *Cladonia incrassata*, *Cliostomum griffithii*, *Melanohalea elegantula*, *Mycobilimbia pilularis*, *Ochrolechia arborea* i szereg innych (Ryc. 4, 5 i 6). Na terenie TPK najważniejszymi ostojami porostów umieszczonych na krajowej Czerwonej Liście jest rezerwat Dolina Rzeki Brdy, a w szczególności jego południowa część z Uroczyiskiem Piekło nad Brdą oraz

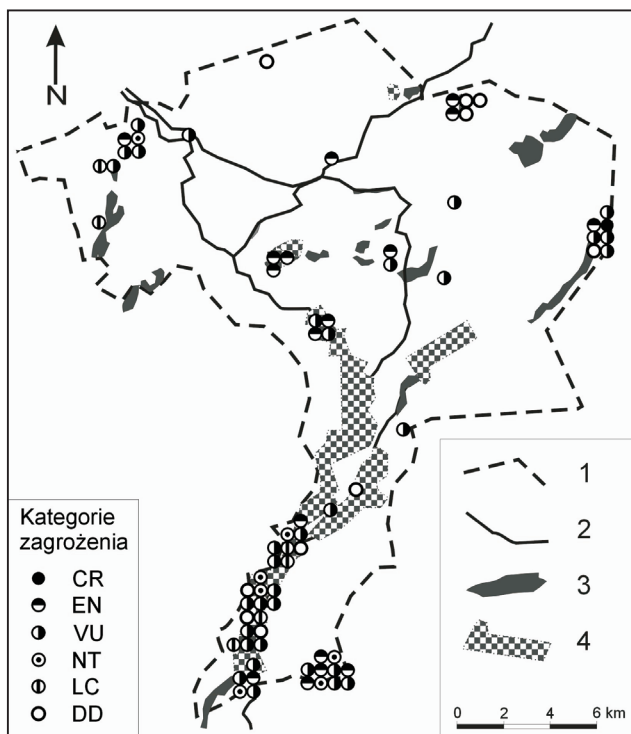
północny fragment w okolicach Woziwody. Cenny pod tym względem są także rejon: Ryteł – Suszek – Białe Błota – Uboga w północno-zachodniej części Parku. Dotychczas dla kilku najdokładniej zbadanych lichenologicznie regionów kraju zostały opracowane regionalne Czerwone Listy. Na Czerwonej Liście Borów Tucholskich umieszczono 151 taksonów [Lipnicki 2003], co stanowi ok. 40% ogólnej liczby gatunków regionu. Aż 28 spośród nich znajduje się w kategorii zagrożenia Regionalnie Wymarłe (RE). (Na obecnie przygotowywanej uaktualnionej Liście ogólna liczba umieszczonych na niej gatunków porostów będzie większa).



Ryc. 5. Stanowiska porostów zagrożonych w skali Polski [wg Cieślińskiego i in. 2003]; oznaczenia kategorii zagrożenia: CR – Na granicy wymarcia, EN – Wymierające, VU – Narażone, NT – Bliskie zagrożenia, LC – Słabo zagrożone, DD – Niedostateczne dane; na mapie nie naniesiono stanowisk porostów pospolitych; oznaczenia legendy jak na Ryc. 4.

Na regionalnej Liście nie ma wielu spośród taksonów zagrożonych w skali kraju. Zwraca uwagę obecność na omawianym terenie, m.in., *Arthothelium ruanum* i *A. spectabile*, *Calicium viride* i *C. glaucellum*, *Cetraria islandica*, *Chaenotheca xyloxena*, *Cladonia stellaris*, *Evernia prunastri*,

Hypogymnia tubulosa, *Melanohalea elegantula*, *Opegrapha atra* i *O. rufescens*, *Peltigera canina*, *Pertusaria leioplaca*, gatunki z rodzaju *Ramalina*, *Stereocaulon condensatum*, *Usnea hirta* i *Xanthoparmelia loxodes*. Ich byt na terenie Borów Tucholskich, w tym też i w TPK, nie jest zagrożony. Są także porosty, które nie są uznane za zagrożone w skali kraju, ale są umieszczone na regionalnej Czerwonej Liście, głównie ze względu na niewielką liczbę znanych stanowisk oraz zagrożenie siedlisk. Są to, m.in.: naziemne: *Cladonia cariosa*, *Collema tenax* (niewielka liczba stanowisk) i *Cladonia foliacea* (zmniejszająca się liczba stanowisk) oraz naskalne: *Myxobilimbia sabuletorum*, *Polysporina simplex* i *Xanthoparmelia mougeotii*.

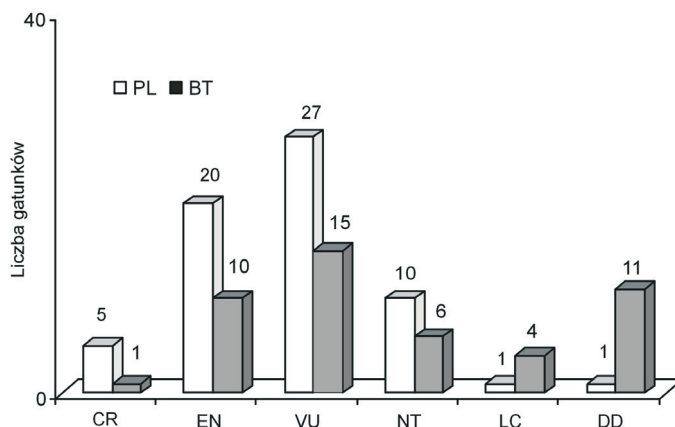


Ryc. 6. Stanowiska porostów regionalnie zagrożonych [wg Lipnicki 2003a]; oznaczenia kategorii zagrożenia jak na Ryc. 3; pozostałe oznaczenia jak na Ryc. 4

Stanowiska niektórych z nich zaznaczono na Ryc. 4, a większość stanowisk porostów regionalnie zagrożonych – na Ryc. 6. Łącznie w granicach TPK znajdują się stanowiska 47 gatunków porostów regionalnie zagrożonych (Ryc. 3).

Na terenie TPK udział porostów o wysokim stopniu zagrożenia w skali kraju (kategorie CR, EN i VU) jest zdecydowanie wyższy niż zagrożonych

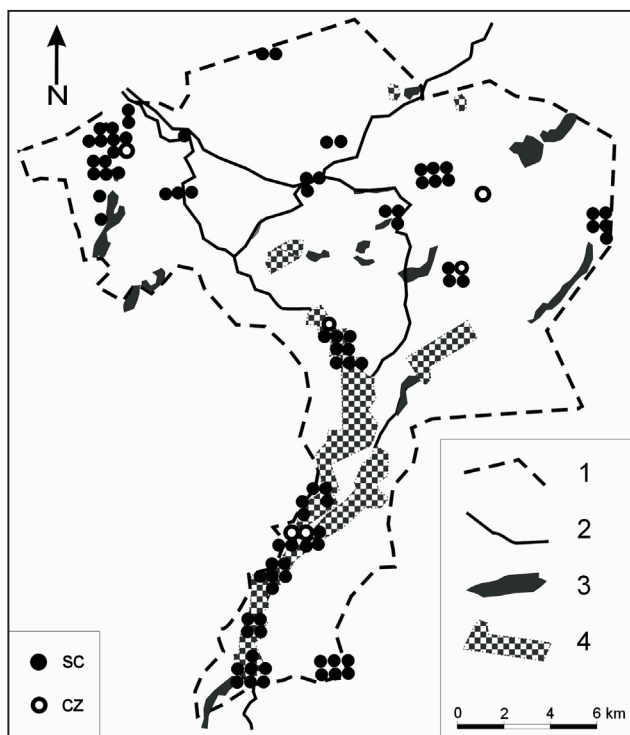
w tych samych kategoriach w skali Borów Tucholskich (Ryc. 7). Może to świadczyć o istnieniu w TPK korzystnych warunków do wegetacji gatunków poważnie zagrożonych w innych rejonach kraju. Odwrotne relacje dotyczą porostów o niewielkim zagrożeniu (kategorie NT, LC i DD), a wynikają one prawdopodobnie, zarówno w całych Borach Tucholskich jak i w granicach TPK, ze stosunkowo słabego rozpoznania występowania niektórych gatunków.



Ryc. 7. Liczby gatunków zagrożonych porostów wg kategorii zagrożenia (oznaczenie kategorii zagrożenia – jak na Ryc. 3): PL – umieszczonych na krajowej Czerwonej Liście porostów, BT – umieszczonych na regionalnej Czerwonej Liście

Aż 29 spośród 43 chronionych gatunków porostów występujących na terenie TPK (Ryc. 3) znajduje się na Czerwonych Listach – krajowej i regionalnej. Do najwartościowszych należą *Usnea subfloridana*, *U. filipendula*, *U. hirta*, *Bryoria fuscescens* i *B. vrangiana* – występujące głównie na przydrożnych brzozech wśród zbiorowisk borowych, a także *Ramalina fastigiata*, *R. farinacea*, *R. fraxinea* i *R. pollinaria* – głównie na korze przydrożnych drzew liściastych, *Anaptychia ciliaris* rzadka w Borach Tucholskich rośnie na korze klonów przy południowej granicy rezerwatu Dolina Rzeki Brdy oraz w Ubogiej nad Wielkim Kanałem Brdy, *Cladonia stellaris* – na glebie we fragmencie boru chrobotkowego w okolicach Białej, *Melanelixia subaurifera* – na korze dębu w okolicach Woźniowody, *Parmeliopsis hyperopta* – na drewnie w rezerwacie Jezioro Kozie (jedyne współczesne stanowisko w Borach Tucholskich i jedno z nielicznych na Pomorzu Zachodnim), *Pycnothelia papillaria* – na glebie w okolicach Rosochatki i wiele innych. Stanowiska niektórych z nich naniesiono na Ryc. 4, a większości na Ryc. 8.

Obecność porostów – wskaźników niżowych lasów puszczańskich – jest świadectwem, między innymi, składu biocenozy zgodnego z warunkami siedliskowymi oraz dużej odporności zbiorowisk na działanie czynników antropogenicznych. Na terenie TPK występuje 10 spośród 71 gatunków wskaźnikowych starych lasów o charakterze puszczańskim [Czyżewska i Cieśliński 2003] (Ryc. 3). Są to epifity lasów liściastych: *Arthonia didyma*, *Arthothelium spectabile*, *Calicium adpersum*, *C. viride*, *Chrysothrix candelaris*, *Cliostomum corrugatum*, *Opegrapha viridis*, *Pertusaria flavida* i *P. multipuncta* oraz epiksylit/epifit borów *Micarea melaena*. Porosty te występują w rezerwacie Dolina Rzeki Brdy (w Uroczysku Piekło nad Brdą, w Świcie, w okolicach Piła-Młyn i Woziwody), w rezerwacie Ustronie i w okolicach Suszka (Ryc. 4).



Ryc. 8. Stanowiska porostów objętych ochroną ścisłą (sc) i częściową (cz); nie zaznaczono stanowisk chronionych porostów częstych i pospolitych; pozostałe oznaczenia jak na Ryc. 4

Biorąc pod uwagę fakt, że lista reliktów puszczańskich opracowana została w oparciu o skład gatunkowy porostów przede wszystkim w dobrze zachowanych zbiorowiskach grądowych w północnej części TPK świadczy

o istnieniu dobrze zachowanych swoistych „wysp” zbiorowisk lasów liściastych wśród typowo borowych.

OCHRONA STANOWISK POROSTÓW

Praktyczna ochrona porostów polega przede wszystkim na ochronie ich stanowisk, na zachowaniu stabilnych warunków siedliskowych w miejscach i w otoczeniu miejsc, gdzie porosty te występują. Ochrona gatunkowa porostów nadrzewnych będzie skuteczna wtedy, gdy ochroną objęte zostaną drzewa, na korze których porosty się osiedlają, a jednocześnie gdy zabezpieczona będzie stabilność warunków w otoczeniu tych drzew. Bez podjęcia działań zmierzających do spełnienia tych warunków, samo umieszczenie gatunków na liście prawnie chronionych nie jest wystarczające.

TPK jest integralną częścią Borów Tucholskich. Stąd też uwagi odnoszące się do działań ochronnych na terenie Borów, odnoszą się także do terenu Parku. W oparciu o wcześniej zgłaszane postulaty [Lipnicki 1988, 1991c, 1991d, 1993a, 1993c] w Borach Tucholskich zainicjowana została praktyczna ochrona porostów. Został utworzony pierwszy rezerwat Bór Chrobotkowy im. Prof. Z. Tobolewskiego (między miejscowościami Lubnia i Wiele), w którym głównym przedmiotem ochrony są porosty naziemne. Powołane zostały pierwsze pomniki przyrody – aleje drzew i pojedyncze drzewa. Zabezpieczenie i ochrona porostów naskalnych stała się jednym z głównych zadań realizowanych w rezerwacie Kręgi Kamienne. W dokumentacjach przyrodniczych obiektów chronionych na terenie Borów Tucholskich, realizowanych od początku lat 80. XX wieku, ocena walorów lichenologicznych były jednym z ważniejszych ich elementów. Dotyczy to zarówno rezerwatów przyrody, parków krajobrazowych, parku narodowego jak i rezerwatu biosfery.

Wśród pomników przyrody zatwierdzonych przez Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody w Bydgoszczy na przełomie lat 80. i 90. XX wieku, znalazły się także obiekty z terenu TPK. Wiele spośród nich zostało wyszukanych w terenie i wskazanych przez pracowników Parku. Były to pojedyncze brzozy oraz ich szpalery przy drogach leśnych – stanowiska chronionych i zagrożonych porostów o krzaczkowej plesze: *Usnea* i *Bryoria*. Nie czekając na zatwierdzenie decyzji o objęciu ochroną, liczne drzewa z pniami pokrytymi tymi porostami pracownicy Parku odpowiednio oznakowali i zabezpieczyli, a w kilku przypadkach wykonali niezbędne zabiegi konserwacyjne. W praktyce, na terenie TPK pojawiły się, jako pierwsze

w Borach Tucholskich (i zarazem w Polsce), oznakowane pomniki przyrody chroniące porosty. Chociaż niektóre z nich nie zostały nawet oficjalnie zgłoszone i nie figurują w konserwatorskich wykazach, to jednak ich zabezpieczenie przyczyniło się do zachowania stanowisk jednych z najbardziej zagrożonych elementów przyrody Parku. „Plan ochrony Tucholskiego Parku Krajobrazowego” należał do pierwszych dokumentów tego typu w kraju, w którym – obok wielu innych – zamieszczone zostały zalecenia ochronne dotyczące porostów. Są one, często w konsultacji z lichenologiem, realizowane w praktyce.

Z analiz rozmieszczenia stanowisk porostów cennych pod różnymi względami (Ryc. 4, 5, 6 i 8) wynika, że na terenie TPK znajduje się kilka centrów ich występowania. Do najwartościowszych lichenologicznie fragmentów Parku należy rezerwat Dolina Rzeki Brdy, a w szczególności Uroczysko Piekło nad Brdą. Specyficzne warunki siedliskowe, a przede wszystkim stosunkowo mało odkształcone pod względem składu gatunkowego fragmenty grądowych i łągowych lasów, sprzyjają roślinności licznej grupy, gdzie indziej nie spotykanych lub rzadko znajdowanych, epifitycznych porostów o skorupiatych plechach. Większość spośród nich została wcześniej wymieniona. Ze względu na rangę rezerwatu, roślinność żyjących tam porostów nie jest zagrożona – są chronione wraz ze wszystkimi innymi elementami przyrody.

Na korze drzew rosnących przy brzegach dopływu Brdy – Stążki rośnie wiele interesujących gatunków porostów, poza tym terenem spotykanych, co najwyżej, tylko przy brzegach Brdy. Są to, m.in.: *Arthonia radiata*, *Arthothelium ruanum*, *A. spectabile*, *Graphis scripta*, *Ochrolechia arborea*, *Pertusaria pertusa* i inne. W pobliżu mostu kolejowego nad Stążką (okolice Nowego Młyna) na podłożu skalnym rośnie, m.in. *Aspicilia moenium*, *Verrucaria cataleptoides* i *Xanthoparmelia mougeotii*, a na korze drzew *Cliostomum griffithii*. Status rezerwatu Bagna nad Stążką powinien w wystarczającym stopniu zabezpieczać byt tych porostów.

Przykładem rezerwatu, którego utworzenie z pewnością przyczyniło się do zachowania stanowisk bardzo interesujących gatunków porostów są Jeziora Kozie. Obok wybitnych walorów biocenotycznych, florystycznych i krajobrazowych, rezerwat jest miejscem występowania kilku bardzo rzadkich w Borach Tucholskich i na całym Pomorzu Zachodnim porostów. Są to, m.in.: *Chaenotheca trichialis*, *Cladonia incrassata* i *Hypogymnia farinacea*. Największą lichenologiczną wartość rezerwatu stanowią: *Hypocenomyce friesii* – jedyne (pierwsze od 1931 roku) współczesne stanowisko na terenie Polski oraz *Parmeliopsis hyperopta*, który po raz ostatni wcześniej z Borów Tucholskich podawany był w okresie międzywojennym [Tyszkiewiczowa

1935] Ranga ochronna obiektu całkowicie zabezpiecza stanowiska tych unikalnych porostów. Dopóki w wyniku naturalnych procesów sukcesyjnych zachodzących na terenach torfowiskowych i bagiennych nie ulegną radykalnej zmianie lokalne warunki siedliskowe, byt tych porostów nie jest zagrożony.

W rezerwacie Ustronie, obok innych elementów przyrody, chronione są bardzo rzadkie, znane z nielicznych stanowisk na Pomorzu porosty: *Arthonia spadicea*, *Lecanora impudens*, *Micarea melaena*, *M. micrococca*, *M. nitschkeana* i *Pertusaria multipuncta*.

Jedno z najbogatszych w skali całych Borów Tucholskich stanowisk naziemnego chrobotka alpejskiego *Cladina stellaris* znajduje się w rejonie wsi Rzepiczna. Porost ten jest gatunkiem dominującym we fragmencie boru *Cladonio-Pinetum* na powierzchni około 30 m². Jest to prawdopodobnie jedyny lichenologiczny powierzchniowy pomnik przyrody na całym Pomorzu Zachodnim i prawdopodobnie jedyny w kraju. W niedalekiej odległości, w okolicach wsi Biała, na korze wierzb rosnących przy drodze przebiegającej przez tzw. „Czerskie Łąki” występują, m.in. *Melanelixia subaurifera*, *Pertusaria flavida* i *Physcia aipolia*. Ich wegetacja nie jest zagrożona, przynajmniej przez okres życia wierzb, na korze których rosną.

Śpośród innych obiektów z bardzo interesującymi porostami na pierwszy plan wysuwają się okolice jednego z najwartościowszych w Borach Tucholskich zabytków kultury materialnej – akweduktu w Fojutowie. Jest to jednocześnie przykład troski o zabezpieczenie stanowiska porostu rzadkiego, chociaż nie umieszczonego ani na liście taksonów chronionych, ani zagrożonych. Opieką lichenologiczną jest otoczona... betonowa rampa usytuowana nieopodal akweduktu. Jej ściany masowo pokrywają drobniutkie plechy *Aspicilia moenium*. Porost ten po raz pierwszy w Polsce był znaleziony w 1979 roku w Powąlkach w zachodniej części Borów Tucholskich. W następnych latach na terenie Pomorza Zachodniego odkryto jeszcze kilka innych jego stanowisk, w tym największe w Borach Tucholskich – w Fojutowie [Lipnicki 1991b]. Ze względu na obecność tego porostu zachowano fragmenty rampy, mimo że nie stanowi ona ozdoby otoczenia akweduktu. Porost ten wegetuje również na leżących w pobliżu głazach obok tak interesujących innych porostów jak np. *Physcia dubia* i *Xanthoparmelia loxodes*. Nieopodal, na korze drzew przy brzegu Czerskiej Strugi występują m.in.: *Graphis scripta* i *Loxospora elatina*, a na korze brzoź w pobliżu Wielkiego Kanału Brdy, m.in.: *Platismatia glauca*, *Tuckermannopsis chlorophylla* i *Bryoria fuscescens*. Jeśli zachowany zostanie dotychczasowy charakter zagospodarowania obiektu byt tych porostów nie jest zagrożony.

PODSUMOWANIE

W systemie obiektów chronionych w całych Borach Tucholskich, w skład którego wchodzi park narodowy, cztery parki krajobrazowe, liczne rezerваты, pomniki przyrody i inne obiekty, TPK zajmuje miejsce szczególne. Posiada największą powierzchnię, a w jego granicach znajdują się bardzo zróżnicowane, a jednocześnie w znaczącym stopniu reprezentatywne dla Borów Tucholskich, elementy przyrody ożywionej i nieożywionej. Wynika stąd różnorodność siedlisk dostępnych dla porostów o bardzo różnych wymaganiach. Jednym z efektów jest bogactwo taksonów, wśród których znajdują się nie tylko porosty pospolite, ale także rzadkie w skali kraju lub regionu. Na terenie TPK, podobnie jak w pozostałej części Borów Tucholskich, zainicjowana została w latach 80. XX wieku praktyczna ochrona porostów – obejmowanie opieką drzew, na których korze występują chronione i zagrożone *Usnea*.

Na fizjonomiczny obraz Parku rzutują w pierwszym rzędzie zbiorowiska borowe, w tym także bory chrobotkowe *Cladonio-Pinetum*, których najniższe piętro tworzą przede wszystkim porosty naziemne. Podobnie korzystne warunki dla wegetacji epigeitów panują w murawach szczotlichowych *Spergulo vernalis-Corynephorum*, których płaty rozwijają się na poboczach leśnych dróg wśród zbiorowisk borowych oraz w terenie otwartym.

Brda i jej dopływy oraz Wielki Kanał Brdy nie tylko wzbogacają walory krajobrazowe Parku. Panujące w ich otoczeniu zdecydowanie odmienne niż w zbiorowiskach borowych warunki mikroklimatyczne umożliwiają osiedlanie się i wegetację bogatego zestawu gatunków porostów epifitycznych. Stanowiące południową część rezerwatu Dolina Rzeki Brdy – Uroczysko Piekło nad Brdą – z licznymi grądowymi gatunkami drzew jest miejscem występowania najliczniejszej grupy porostów rzadkich w Polsce albo na Pomorzu Zachodnim. Przedstawicielami jest chociażby *Arthonia aspersella* (obecnie włączona do zbiorczego taksonu *A. didyma*). Stwierdzono tu także gatunki bardzo rzadkie lub nieobecne w pozostałej części Borów Tucholskich.

Jeszcze inne warunki do wegetacji porostów o bardzo niskiej tolerancji zmian warunków siedliskowych panują na torfowiskach. W rezerwacie Jezioro Kozie na butwiejących szczątkach roślin występuje, m.in. bardzo rzadki na Pomorzu *Cladonia incrassata*, a na pozostałościach uschniętych drzew – tak unikalne porosty jak *Hypocnemomyces friesii* i *Parmeliopsis hyperopta*.

Zarówno wspomniane wyżej obiekty chronione (rezerwat Dolina Rzeki Brdy oraz Jezioro Kozie), jak i pozostałe stanowią największą koncentrację cennych gatunków porostów i posiadany status ochronny skutecznie

zabezpieczają ich byt. Przykładem działań, których celem jest zabezpieczenie innych obiektów z interesującymi gatunkami porostów jest ochrona jako powierzchniowego pomnika przyrody stanowiska *Cladonia stellaris* w okolicach Rzepicznej oraz zabezpieczenie przed zniszczeniem fragmentu betonowej konstrukcji w Fojutowie z *Aspicilia moenium*.

Obecna znajomość świata porostów TPK wynika ze stosunkowo dokładnego przebadania wybranych jego fragmentów oraz z doniesień o wynikach okazjonalnych (często przypadkowych) penetracji przyrodniczych. Obraz ten nie jest pełny i dobrze by było, gdyby został zrealizowany zgłaszany już wcześniej postulat o stworzeniu warunków do przeprowadzenia gruntownych badań lichenologicznych na terenie całego Parku. Z pewnością ich wyniki przyniosą informację o obecności nowych, dotychczas niepodawanych z tego terenu gatunków porostów oraz przyczynią się do znajomości procesów przemian, jakim ulega ta grupa organizmów.

LITERATURA

- Brick C. 1886: Bericht über die vom 5 August bis 16 September 1883 im Kreise Tuchel ausgeführten Excursionen, Schrift. Naturf. Ges. Danzig, 6 (3): 15-63.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J. 2003: Czerwona lista porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce, Monographiae Botanicae, 91: 13-49.
- Czarnota P. 2005: Porosty z rodzaju *Micarea* Fr. na Pomorzu Gdańskim, Acta Botanica Cassubica, 5: 77-94.
- Czyżewska K., Cieśliński S. 2003: Porosty – wskaźniki niżowych lasów puszczańskich w Polsce, Monographiae Botanicae, 91: 223-239.
- Esslinger T. L. 2009: A cumulative checklist for the lichen-forming, lichenicolous and allied fungi of the continental United States and Canada, North Dakota State University:
www.ndsu.nodak.edu/instruct/esslinge/chcklst7.htm.
- Fałtynowicz W. 2000: *Diploschistes muscorum* i inne interesujące gatunki porostów w Borach Tucholskich (północna Polska), Acta Botanica Cassubica, 1: 143-145.
- Kiszka J., Lipnicki L. 1994: Porosty na głazach na prehistorycznym cmentarzysku „Kręgi Kamienne” w Borach Tucholskich, Fragm. Flor. Geobot., Ser. Polonica, 1: 97-105.
- Krawiec F. 1938: Flora epilityczna głazów narzutowych zachodniej Polski, Pr. Komis. Nat.-Przyr. Pozn. Tow. Przyj. Nauk Ser. B, 9 (2): 1-254.
- Kukwa M. 2005: Nowe stanowiska rzadkich i interesujących porostów na Pomorzu Gdańskim. Część II. Sorediowane i izydiowane porosty skorupiaste, Acta Botanica Cassubica, 5: 113-125.

- Lipnicki L. 1988: Wymagające ochrony stanowiska porostów na terenie Borów Tucholskich, [W:] Ochrona przyrody Borów Tucholskich. I Konferencja Naukowa (Materiały pokonferencyjne), Toruń-Bydgoszcz, 154-166.
- Lipnicki L. 1990: Porosty Borów Tucholskich. Acta Mycol. 26 (1): 119-175.
- Lipnicki L. 1991a: *Arthonia aspersella* (Lichenes, Arthoniaceae) – nowy dla Polski gatunek porostu, Fragm. Flor. Geobot., 36 (2): 407-409.
- Lipnicki L. 1991b: *Aspicilia excavata* (Lichenes, Hymeneliaceae) w północno-zachodniej Polsce, Fragm. Flor. Geobot., 36 (1): 411-414.
- Lipnicki L. 1991c: Propozycje ochrony stanowisk porostów *Ascomycetes lichenisati* na terenie Borów Tucholskich, Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 10 (3-4): 137-150.
- Lipnicki L. 1991d: Uwagi o potrzebie i praktycznych możliwościach ochrony porostów, [W:] L. Lipnicki (red.), V Zjazd Lichenologów Polskich, Inst. Bad. Ekspertyz Nauk., Gorzów Wlkp., 103-106.
- Lipnicki L. 1993a: Lichenologiczne wartości Borów Tucholskich i ich ochrona, Chrońmy Przyr. Ojcz., 49 (5): 43-50.
- Lipnicki L. 1993b: Nowe i bardziej interesujące gatunki porostów w Borach Tucholskich, Fragm. Flor. Geobot., 38 (2): 707-714.
- Lipnicki L. 1993c: Stan flory porostów Borów Tucholskich jako wskaźnik potrzeby ochrony tego kompleksu leśnego, [W:] M. Rejewski, A. Nienartowicz i M. Boiński (red.), Bory Tucholskie. Walory przyrodnicze – Problem ochrony – Przyszłość (Materiały pokonferencyjne), Nicholas Copernicus Univ. Press, Toruń, 340-346.
- Lipnicki L. 2002: Porosty rezerwatu „Dolina Rzeki Brdy” w Tucholskim Parku Krajobrazowym, [W:] M. Ławrynowicz, B. Różga (red.), Tucholski Park Krajobrazowy 1985-2000. Stan poznania, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 368-384.
- Lipnicki L. 2003a: Czerwona lista porostów zagrożonych w Borach Tucholskich, Monographiae Botanicae, 91: 79-90.
- Lipnicki L. 2003b: Porosty Borów Tucholskich. Przewodnik do oznaczania gatunków listkowatych i krzaczkowatych, Park Narodowy „Bory Tucholskie”, Charzykowy, 168 s.
- Plan Ochrony Tucholskiego Parku Krajobrazowego, R. Dysarz (kier.), WSP Bydgoszcz 1999 (mskr.).
- Tyszkiewiczowa J. 1935: Badania nad występowaniem porostów nadrzewnych w lasach północno-wschodniej części wyżyny Kielecko-Sandomierskiej, Planta Polonica, 3: 1-119.

STRESZCZENIE

Szczegółowe badania lichenologiczne na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego, podobnie jak całych Borów Tucholskich, rozpoczęły się w ostatnim ćwierćwieczu XX wieku. Dotychczas w granicach Parku stwierdzono występowanie

208 gatunków porostów i dwóch gatunków grzybów naporostowych. Zdecydowaną większość (106 taksonów) stanowią porosty o plechach skorupiastych. Spośród pozostałych znaleziono 51 gatunków krzaczkowatych, 42 listkowatych oraz 6 o plesze proszkowatej i 3 łuseczkowatej. 97 gatunków występuje na korze drzew, 54 – na glebie, po 30 – na drewnie i na kamkach oraz krzemianowych głazach, a 25 – na sztucznym podłożu wapiennym. Większość porostów wykazuje zdecydowane przywiązanie do jednego rodzaju podłoża, niektóre – zajmują różne siedliska, występują – dla przykładu – zarówno na glebie jak i na korze drzew. Prawie połowa spośród dotychczas stwierdzonych gatunków, to taksony cenne pod różnym względem: rzadkie, chronione, reliktowe oraz zagrożone w skali kraju lub regionu. Najważniejszymi ostojami cennych gatunków porostów są obszary chronione prawnie jako rezerваты przyrody. Należą do nich: Dolina Rzeki Brdy, Jeziorka Kozie i Ustronie. W Piekle nad Brdą w rezerwacie Dolina Rzeki Brdy po raz pierwszy w Polsce znaleziono *Arthonia aspersella* (obecnie włączona do *A. didyma*). W Uroczysku tym występują także, m.in.: *Arthothelium spectabile*, *Cliostomum corrugatum* i *Ochrolechia arborea*, a na głazach w rzece *Verrucaria elaeomelaena*. W rezerwacie Jeziorka Kozie występują, m.in. *Hypocenomyce friesii*, *Parmeliopsis hyperopta* i *Cladonia incrassata*, a w rezerwacie Ustronie, m.in.: *Arthonia spadicea*, *Lecanora impudens*, *Micarea melaena*, *M. micrococca* i *M. nitschkeana* oraz *Pertusaria multipuncta*. Teren Tucholskiego Parku Krajobrazowego był jednym z fragmentów Borów Tucholskich, gdzie zainicjowano praktyczną ochronę porostów w Polsce. Zostały wyszukane i odpowiednio oznakowane w terenie drzewa z cennymi gatunkami porostów, głównie chronione i zagrożone *Usnea*. Jako powierzchniowy pomnik przyrody objęto ochroną fragment boru *Cladonio-Pinetum* z bogatą populacją chronionego i zagrożonego *Cladonia stellaris*. Park sprawuje także opiekę nad fragmentem betonowej konstrukcji w Fojutowie, która jest bogatym stanowiskiem *Aspicilia moenium*.

Słowa kluczowe: porosty chronione, zagrożone, relikty, ochrona stanowisk

THE MOST VALUABLE LICHENS IN TUCHOLA LANDSCAPE PARK (N POLAND) AND THEIR PROTECTION

SUMMARY

Detailed lichenological researches in the Tuchola Landscape Park, as well as in Tuchola Forest, began in the last quarter of the twentieth century. Until now in the park's area, 208 species of lichens and two species of lichenicolous fungi have been identified. Taxa with crustose thalli dominates (115 species), other morphological form are represented by smaller number of species: fruticose (51) and foliose (42). 97 species grow on trees, 54 on soil, 30 on wood, 30 on saxicolous rocks, and 25 on anthropogenic calcareous rocks. Most lichens present a strong attachment to one type of substrate,

some - different kinds of substrata, there are - for example - both on soil and on the bark of trees. Almost half of the previously identified species taxa are valuable in different ways: rare, protected, relict or endangered in the region or Poland. The most important refuges for many valuable lichen species are nature reserves like: Dolina Rzeki Brdy, Jeziorka Kozie and Ustronie. In a sacred spot Piekło nad Brdą in the reserve of the Dolina Rzeki Brdy, for the first time in Poland *Arthonia aspersella* was found (now incorporated into the *A. didyma*). In Uroczysko also occur, for example: *Arthothelium spectabile*, *Cliostomum corrugatum* and *Ochrolechia arborea*, and on boulders in the river *Verrucaria elaeomelaena*. In the Jeziorka Kozie reserve there are lichens like: *Hypocenomyce friesii*, *Parmeliopsis hyperopta* and *Cladonia incrassata*, and in Ustronie reserve: *Arthonia spadicea*, *Lecanora impudens*, *Micarea melaena*, *M. micrococca*, *M. nitschkeana* and *Pertusaria multipuncta*. Tuchola Landscape Park is part of Tuchola Forest, where the preservation of lichens in Poland was initiated. Trees with rare lichens, mainly, protected and endangered *Unsea* genus were found and properly marked. As a natural monument, fragment of pine forest (*Cladonio-Pinetum*) with a rich population of protected and endangered *Cladonia stellaris* was taken under protection. Park has also taken care of a piece of concrete structures in Fojutowo, that is a rich locality of *Aspicilia moenium*.

Key words: lichen protected, threatened, relicts of primeval forest, protect of the sites

Ludwik Lipnicki

Zakład Biologii i Ochrony Przyrody AWF Poznań,
ZWKF w Gorzowie Wlkp.

FAUNA

Roman Kucharski

ROZDZIAŁ VII

DŁUGOLETNI MONITORING POPULACJI ZIMORODKA W TUCHOLSKIM PARKU KRAJOBRAZOWYM

WPROWADZENIE

Zimorodek należy do nielicznych i tylko miejscami średnio licznych gatunków naszej awifauny [Kucharski i Sikora 2008]. Liczebność krajowej populacji oceniana jest na 2,5-6 tys. par a wahania liczebności odzwierciedlają przede wszystkim wrażliwość gatunku na warunki klimatyczne w okresie zimowym. Populację gniazdującą w Borach Tucholskich oszacowano na ok. 120 – 180 lęgowych par [Kucharski 2001]. Badania zimorodka na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego rozpoczęto w roku 1993. Poprzedzała je wcześniejsza kontrola akwenów wodnych całego obszaru Borów Tucholskich (lata 1992-1993) [Kucharski i Indykiewicz 1996, Kucharski 2001]. Analiza terenu oraz stwierdzanych zagęszczeń par lęgowych wykazała, że odcinek Brdy od Mylofu do Piły Młyn wyróżniał się ponadprzeciętnymi warunkami siedliskowymi sprzyjającymi gniazdowaniu zimorodka [Kucharski 2002]. Ten fakt zadecydował o wyborze obszaru rezerwatu „Dolina Rzeki Brdy” dla długoletnich badań monitoringowych tego gatunku. Jak dotychczas, monitoring populacji zimorodka na terenie Borów Tucholskich jest jedynym długoterminowym projektem dotyczącym tego gatunku w Polsce. Z uwagi na bardzo skąpe wcześniejsze dane literaturowe na temat biologii zimorodka z terenu Polski początkowe lata poświęcono głównie na poznanie biologii gatunku i określenie zasad metodycznych zbierania i analizowania danych [Kucharski 1997, Kucharski 1998a]. Dopiero na ich podstawie rozpoczęto badania monitoringowe, których głównymi obszarami zainteresowań były:

- inwentaryzacja stanowisk lęgowych zimorodka,
- określenie fenologii okresu lęgowego,

- poznanie wybiórczości miejsc lęgowych i ich stabilności,
- określanie trendów populacyjnych,
- ocena czynników środowiskowych kształtujących liczebność populacji,
- określanie parametrów reprodukcji,
- zbiór danych biometrycznych,
- poznanie aspektów migracji gatunku dzięki znakowaniu dorosłych zimorodków i piskląt,
- aspekty zimowania,
- propozycja działań ochronnych.

Badania prowadzono w koordynacji i przy pomocy Tucholskiego Parku Krajobrazowego (rozeznanie topograficzne, pomoc terenowa, sprzęt pływający, transport). Na prowadzenie badań na terenie rezerwatu „Dolina Rzeki Brdy” uzyskano zgodę Wojewódzkiego Konserwatora Ochrony Przyrody oraz Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Bydgoszczy. Chwywanie i znakowanie ptaków odbywało się na podstawie zezwolenia na obrączkowanie wydanego przez Stację Ornitologiczną w Gdańsku w oparciu o decyzje Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska.

WYBRANE ZAGADNIENIA BIOLOGII GATUNKU ZNACZENIE OPTIMALNYCH MIEJSC LĘGOWYCH W REPRODUKCJI ZIMORODKA

W wyniku szczegółowej kontroli cieków wodnych Tucholskiego Parku Krajobrazowego wykazano, że najwyższe zagęszczenia par lęgowych występowały na Brdzie i lokalnie sięgały 6-7 par/10 km rzeki. Około 1/3 miejsc lęgowych odznacza się wysokim współczynnikiem stabilności, tzn. zimorodki gniazdowały na nich, co najmniej w 75% lat (Tab. 1). Na tych stanowiskach pary najczęściej odbywają dwa a często nawet trzy lęgi. To sprawia, że ok. 62% lęgów odbywało się właśnie na nich. Po uwzględnieniu dalszej kategorii

Tab. 1. Udział stanowisk lęgowych zimorodka o różnej frekwencji zasiedlenia w Tucholskim Parku Krajobrazowym latach 2003-2009 (n=156 lęgów)

Kategoria stanowiska wg frekwencji zajęcia w kolejnych sezonach	A 75-100%	B 50-74%	C 25-49%	D <25%
Udział stanowisk z kategorii	30%	13%	37%	20%
Liczba lęgów na stanowiskach	97	27	25	7

Objaśnienia: A – regularne, B – częste, C – okazjonalne, D – incydentalne

(B, reprezentującej 13% stanowisk), udział lęgów odbywających się na tych dwóch jakościowych miejscach wzrasta do 80%. Te parametry potwierdzają kluczową rolę stabilnych siedlisk lęgowych w reprodukcji zimorodka na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego.

Poznanie lokalizacji i kategorii miejsc lęgowych ma istotną rolę w planowaniu działań ochronnych. Na stanowiskach incydentalnych i okazjonalnych w większości przypadków gniazdowanie odbywa się tylko raz w sezonie. Choć stanowiska te w ogólnej liczbie miejsc lęgowych stanowią niemały odsetek (57%) ich udział w reprodukcji nie przekraczał 5%. Warunki siedliskowe, w tym przede wszystkim charakter rzeki (meandry, strome piaszczyste skarpy) oraz znaczne zalesienie sprawiają, że zimorodek na terenie rezerwatu „Dolina Rzeki Brdy” znajduje obfitość optymalnych i suboptymalnych miejsc lęgowych. Podaż takich miejsc jest tak duża, że nawet w najlepszych dla liczebności populacji latach zimorodki nie zasiedlają wszystkich dostępnych miejsc. Niezasiedlone stanowiska stanowi alternatywę dla kolejnych lęgów w sezonie, bądź pozostaje w danym sezonie pozostaje niezasiedlona. Niezajęte przez zimorodki nory stanowią potencjalne miejsce gniazdowania dla innych gatunków ptaków a sporadycznie mogą je wykorzystywać również ssaki (gryzonie i nietoperze) [Kucharski 1998b, Kucharski i Kłosek 2009a].

Na badanym terenie zimorodki przystępowały do lęgów najczęściej na przełomie marca i kwietnia, a sezon lęgowy trwał średnio ok. 138 dni (120-150 dni) (Tab. 2). Różnica miesiąca pomiędzy najkrótszym (rok 2006) a najdłuższym (rok 2004) w sposób istotny wpływa na liczbę lęgów poszczególnych par w sezonie. W roku 2006 żadna z par nie wyprowadziła trzeciego lęgu, podczas gdy w roku 2004 udało się to w przypadku 8% par.

Tab. 2. Fenologia lęgów zimorodka (*Alcedo atthis*) na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego w latach 2003-2009

mies iac =>	3					4					5					6					7					8					9				Sezon lęgowy pentady/ dni
pentady =>	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4			
2003																																	28/140		
2004																																	30/150		
2005																																	29/ 145		
2006																																	24/ 120		
2007																																	27/ 135		
2008																																	29/ 145		
2009																																	26/139		
2003-2009																																	27,6/ 137,9		

W porównaniu do danych z terenu Czech okres lęgowy w Tucholskim Parku Krajobrazowym jest około miesiąc krótszy, co znacznie ogranicza możliwość wyprowadzenie trzeciego lęgu a tym samym obniża całkowity efekt reprodukcyjny gniazdujących par [Kucharski i Čech 2009].

Udokumentowane znaczne fluktuacje populacji w kolejnych latach sięgały 300%. Głównym czynnikiem kształtującym liczebność zimorodka na terenie TPK wydają się być warunki klimatyczne w okresie zimowym. Mroźne i długie zimy powodują znaczną śmiertelność ptaków podejmujących próbę zimowania na terenach lęgowych. Przy sprzyjających warunkach klimatycznych odbudowa zredukowanej populacji w wyniku surowych zim trwa 2-3 lata. Poznanie zakresu tych międzyrocznych zmian liczebności jest istotne dla właściwej oceny stanu populacji i określania dynamiki jej rozwoju. Przez porównanie wyników uzyskanych na innych terenach (np. w trakcie jednorocznych badaniach) z fazą w jakiej się znajdowała się monitorowana długofalowo populacja można uniknąć zawyżenia lub zaniżenia danych zebranych w krótszym okresie. Wskaźniki z długoletniego monitoringu pozwalają również na szacowanie minimalnych i maksymalnych wartości dla dobrych i słabszych lat.

Rola drapieżników na badanym terenie wydaje się być marginalna. Sporadycznie stwierdzano zniszczenie lęgów (głównie przez lisa i norkę amerykańską). Udział takich zdarzeń nie przekraczał jednak 10%. Korzystna dla tak niskiego udziału zniszczonych lęgów może być duża podaż wysokich



Fot. 1. Zimorodek w czasie obrączkowania w Tucholskim Park Krajobrazowym

skarp, gdzie zimorodki drążą nory w miejscach trudno dostępnych dla drapieżników. Umieszczenie gniazd ponad poziomem wiosennych wahań poziomu wody eliminuje ryzyko zalania, co na innych terenach bywa częstą przyczyną strat w legach.

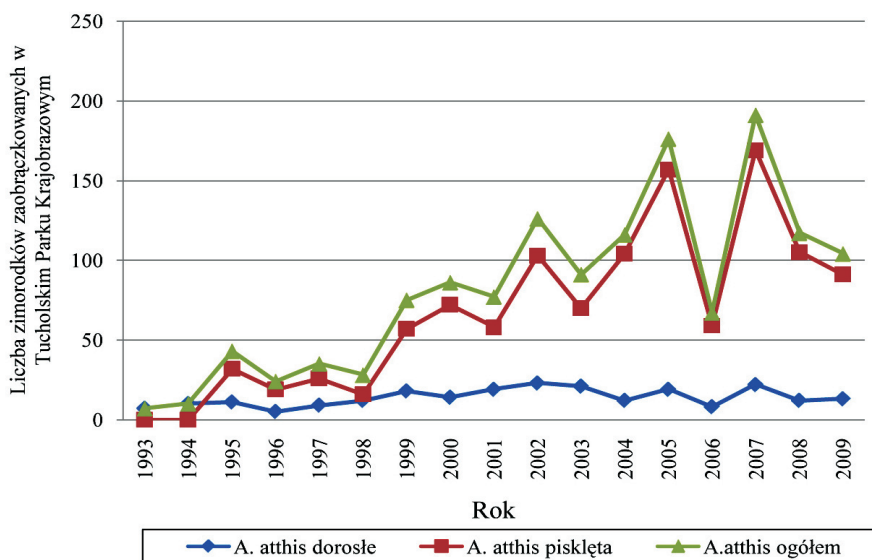
MIGRACJE I OBRĄCZKOWANIE

W latach 1993-2010 na terenie TPK zaobrączkowano 1378 zimorodków, w tym 235 (17%) osobników dorosłych i 1373 (83%) pisklęta (Fot.1). Jest to największa liczebnie zaobrączkowana populacja zimorodka na jednym terenie od początku funkcjonowania krajowej centrali obrączkowania w Polsce. Długoletnia roczna średnia (z 17 lat) dla obszaru TPK wynosi 80 ptaków obrączkowanych rocznie, przy przeciętnej wartości dla kraju wynoszącej ok. 280 zimorodków. Opracowana metoda bezpiecznego obrączkowania piskląt zimorodka bez naruszenia konstrukcji nory pozwoliła na rozpoczęcie intensywnego znakowania ptaków w gniazdach. Efekt był zauważalny od połowy lat 90-tych kiedy to praktycznie jedynym miejscem w Polsce, gdzie obrączkowano pisklęta zimorodka był teren Tucholskiego Parku Krajobrazowego (w latach 1995-2005 odsetek obrączkowanych piskląt na terenie TPK w skali kraju wynosił ok. 90%) (Ryc. 1 i 2).

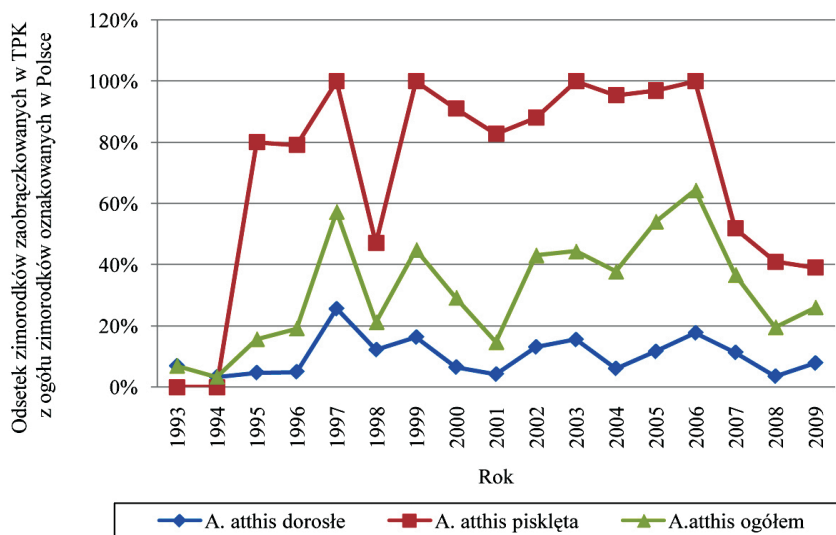
Obrączkowanie ptaków w tym wieku jest szczególnie cenne daje, bowiem precyzyjną wiedzę na temat wieku i pochodzenia ptaka, co przy późniejszych stwierdzeniach jest ważnym punktem odniesienia. W roku 2005 z metodą obrączkowania piskląt, w czasie pobytu w Tucholskim Parku Krajobrazowym zapoznano Pavla Čecha – koordynatora projektu ALCEDO w Republice Czeskiej. Od tego czasu intensywnie zaczęto obrączkować pisklęta zimorodka na terenie Czech. To właśnie z obrączkowanych piskląt pochodzą najcenniejsze wiadomości powrotne o zimorodkach znad Brdy. Spośród nich na szczególną uwagę zasługuje przelot z Piły-Młyn do Rio Algar w prowincji Alicante w Hiszpanii (dystans 2151 km). Jest to jak dotychczas najdłuższy notowany przelot zimorodka obrączkowanego w naszym kraju i jeden z najdłuższych przelotów europejskich tego gatunku.

INTERESUJĄCE DANE FAUNISTYCZNE

- Stwierdzenie nowego dla Polski gatunku wszoła bytującego na zimorodku – *Alcedo offula alcedinis* [Kucharski 1998, Kucharski i Kłosek 2009].
- Badania składu pokarmowego zimorodka udokumentowały obecność w wodach Brdy rzadkich i chronionych gatunków ichtiofauny: strzebli



Ryc. 1. Liczba zimorodków zaobraczkowanych w Tucholskim Parku Krajobrazowym w latach 1993-2009



Ryc. 2. Odsetek zimorodków zaobraczkowanych w Tucholskim Parku Krajobrazowym z ogółu zimorodków oznakowanych w Polsce w latach 1993-2009

potokowej *Phoxinus phoxinus* (14.06.2007, Brda w okolicy Rytle) oraz różanki *Rhodeus sericeus amarus* (lipiec 1995) pomiędzy Świtą a Piłą-Młyn.

- Obserwowano wykorzystywanie nor lęgowych zimorodka przez inne gatunki ptaków: sosnowkę, pliszkę siwą, strzyżyka [Kucharski 1998b].
- Wykazano korzystanie z nory zimorodka w okresie wiosennym przez nietoperza – nocka *Naterrera* [Kucharski i Kłosek 2009a].

OCHRONA GATUNKU I DZIAŁALNOŚĆ POPULARYZACYJNA

We współpracy z Tucholskim Parkiem Krajobrazowym tematykę związaną z zimorodkiem wykorzystywano do propagowania walorów przyrodniczych tego terenu jak też popularyzacji zagadnień ornitologicznych, w szczególności dotyczących zimorodka. W latach 2003-2009 zorganizowano trzy warsztaty „zimorodkowe”, w których udział wzięli przedstawiciele różnych środowisk (nauczyciele, leśnicy i studenci). W roku 2004 nawiązano ścisłą współpracę z członkami projektu ALCEDO na terenie Republiki Czeskiej. To pozwoliło na wymianę doświadczeń, oraz porównanie wyników zebranych w ujednoliconej metodyce z odległych geograficznie arealów. Dodatkowym efektem współpracy było podjęcie decyzji o organizowaniu w cyklu dwuletnim międzynarodowych konferencji poświęconych zimorodkowi. Takowe się już odbyły w latach 2006 i 2008 a w roku 2010. Zgromadzone w trakcie monitoringu dane posłużyły do kompletowania treści kluczowych opracowań ornitologicznych w Polsce w ostatnich latach. W tym przede wszystkim do Atlasu rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985-2004 [Kucharski i Sikora 2006] oraz Poradnika ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000. Ta ostatnia publikacja porusza najistotniejsze zagadnienia dotyczące ochrony gatunku i jest nieoceniona w planowaniu działań jednostek dbających o walory przyrodnicze kraju. Długoletni monitoring zimorodka na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego pozwolił również na opracowanie metodyki zbierania danych, co zostało opublikowane w Poradniku monitoringu ptaków lęgowych [Chylarecki i in. 2009]. Ogółem dane z terenu TPK posłużyły do napisania 18 publikacji i były również prezentowane w postaci kilkunastu referatów. Kilkakrotnie we współpracy z telewizją regionalną bydgoskiego ośrodka TV3 nagrano krótkie reportaże o zimorodku i badaniach ornitologicznych na terenie Parku.

PODSUMOWANIE

Monitoring zimorodka na terenie Borów Tucholskich, w tym w rezerwacie „Dolina Rzeki Brdy” w Tucholskim Parku Krajobrazowym jest najdłużej

prowadzonym i jedynym długoterminowym projektem w Polsce dotyczącym tego gatunku (początek w roku 1993).

Na obszarze Tucholskiego Parku Krajobrazowego, w rezerwacie „Dolina Rzeki Brdy” znajdują się optymalne warunki siedliskowe dla występowania zimorodka.

Zagęszczenia populacji lęgowej osiągały tu w dogodnych latach wartości ponad 6par/10 km biegu rzeki należą do najwyższych w skali kraju.

Kluczową rolę w reprodukcji odgrywają stabilne stanowiska lęgowe, reprezentujące ok. 30% miejsc. Na nich odbywało się 62% lęgów. Ich poznanie i ochrona mają istotne znaczenie dla zachowania stabilności populacji.

Sezon lęgowy w zależności od warunków klimatycznych może mieć różną długość (różnica do 30 dni, średnio 138 dni), co może znacząco wpływać na liczbę lęgów w sezonie

Największy wpływ na liczebność populacji mają warunki klimatyczne w okresie zimowy. Rola drapieżników jest marginalna, chociaż obserwuje się rosnącą presję ze strony norki amerykańskiej. Należy też monitorować wpływ turystyki na szlakach wodnych i wędkarstwa, zwłaszcza w przypadku ich rosnącej intensywności.

LITERATURA

- Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.) 2009: Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasia. GIOŚ, Warszawa
- Kucharski R., Indykiewicz P. 1996: Birds of the Brda river; factors influencing their abundance and distribution. [W:] „Bory Tucholskie - Biosphere Conservation” Conference II. Gondko R., Gabryelak T. [eds.], Univ. of Łódź, 96-101.
- Kucharski R. 1997: Próba optymalizacji metod oceny populacji lęgowej zimorodka *Alcedo atthis*. [W:] Ptaki jako wskaźnik zmian środowiska. Monitoring, waloryzacja, ochrona. WSP Słupsk, 51.
- Kucharski R. 1998: *Alcedoffula alcedinis* [Schnocera: Rallicolidae] nowy dla Polski wszoł z zimorodka [*Alcedo atthis ispida*]. Przegl. Zool., 1: 71.
- Kucharski R. 1998a: Metody oceny liczebności par lęgowych zimorodka *Alcedo atthis*. Not. Orn., 39: 105-111.
- Kucharski R. 1998b: Gniazdowanie sosnowki *Parus ater* w norach zimorodka *Alcedo atthis*. Not. Orn., 39: 51-52.
- Kucharski R. 2001: Wybiórczość siedliskowa i ekologia rozrodu zimorodka *Alcedo atthis* w Borach Tucholskich w latach 1992-1998. Not. Orn., 42: 1-14.
- Kucharski R. 2002: Znaczenie rezerwatu „Dolina Rzeki Brdy” dla zimorodka *Alcedo atthis*. [W:] Ławrynowicz M., Rózga B. [reds] Tucholski Park

- Krajobrazowy 1985-2000 stan poznania; Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 503-507.
- Kucharski R. 2004: *Alcedo atthis* [L. 1758] – zimorodek. [W:] Gromadzki M. [red.] Ptaki [część II]. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Kucharski R., Sikora A. 2007: Zimorodek *Alcedo atthis*. [W:] Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. [red.] Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985-2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, 288-289.
- Kucharski R., Čech P. 2009: Srovnání průběhu hnízdění ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) v Čechách a na severu Polska v období 2005-2008. *Comparison of Kingfishers' nesting course in Bohemia and in northern Poland in years 2005-2008. Ledňáček říční Alcedo atthis ochrana a výzkum. Sborník referátů z II. mezinárodního semináře Vlašim 15.listopad 2008*, 52-59.
- Kucharski R., Kłosek L. 2009: *Alcedoffula alcedinis* - ektoparazit ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*). Jeho výskyt a chování. *Alcedoffula alcedinis* – ektoparasite of Kingfisher (*Alcedo atthis*). Its occurrence and behavior. *Ledňáček říční Alcedo atthis ochrana a výzkum. Sborník referátů z II. mezinárodního semináře Vlašim 15.listopad 2008*, 112-117.
- Kucharski R., Kłosek L. 2009a: Netopýr řasnatý (*Myotis nattereri*) v noře ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*). Natterer's bat (*Myotis nattereri*) in the Kingfisher's (*Alcedo atthis*) nest hole. *Ledňáček říční Alcedo atthis ochrana a výzkum. Sborník referátů z II. mezinárodního semináře Vlašim 15.listopad 2008*, 126-129.

Podziękowania

Autor dziękuje dyrektorowi – mgr. inż. Remigiuszowi Popielarzowi oraz pozostałym pracownikom Tucholskiego Parku Krajobrazowego za pomoc w realizacji badań. Szczególne podziękowania za współpracę należą się Leszkowi Kłoskowi, z którym w terenie spędziliśmy niezliczoną ilość godzin.

STRESZCZENIE

Badania populacji zimorodka na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego są najdłuższym monitoringiem tego gatunku na terenie Polski i prowadzone są nieprzerwanie od roku 1993. Obszar rezerwatu „Dolina Rzeki Brdy” charakteryzuje się szczególnie wysokim zagęszczeniem par lęgowych sięgającym w optymalnych sezonach wartości 6 par/10 km biegu rzeki. Odzwierciedla to charakter siedliska, który stwarza dogodne warunki dla gniazdowania tak licznej populacji. W latach 1993-2009 zaobrazowano na tym terenie 1138 zimorodków, co stanowi 29% ogółu oznakowanych ptaków tego gatunku w skali kraju. Jest to tym samym największa

lokalnie oznakowana populacja zimorodka w Polsce. Uzyskane wiadomości powrotne dostarczyły wielu cennych danych o migracji i przeżywaniu tego gatunku. Z tego terenu pochodzi najdalsze, jak dotychczas, stwierdzenie oznakowanego zimorodka (Hiszpania, Rio Algar, odległość 2151 km). Badania oraz zgromadzone wyniki wykorzystano do popularyzacji regionu i gatunku w różnych środowiskach lokalnych. Nawiązana międzynarodowa współpraca z ornitologami badającymi ten gatunek na terenie Czech poszerzyła spektrum badanych zagadnień i dała możliwość wymiany cennych doświadczeń.

Słowa kluczowe: zimorodek, *Alcedo atthis*, monitoring, biologia lęgowa, ochrona, Bory Tucholskie

LONG TERM MONITORING OF KINGFISHER POPULATION IN THE TUCHOLSKI LANDSCAPE PARK

SUMMARY

Studies on kingfisher in the Tucholski Landscape Park are the longest monitoring of the species and have been carried out since 1993. In the nature reserve "The Brda River Valley" very high densities of breeding pairs were found, reaching in optimal seasons up to 6 pairs per 10km of the river length. This reflects preferred by the species environment conditions. In the years 1993-2009 there were ringed 1138 individuals of kingfisher, what represents 29% of the total number of ringed birds from the species in Poland. The population is most numerous marked one in the country. Plenty of valuable data about migration and lifespan of kingfishers were collected based on return records. The longest distance Polish migrant comes from this territory (recorded in Spain, Rio Algar, distance 2151 km). Studies and collected data were used to promote the region among different local groups. International co-operation with Czech ornithologists investigating the species expanded range of studied and discussed topics. It also allowed sharing experiences on international level.

Key words: *kingfisher, Alcedo atthis, monitoring, breeding biology, protection, Tuchola Forest*

Roman Kucharski

ul. Šaldova 1, 186 00 Praha 8,
Czech Republic
rkalcedo@wp.pl

ROZDZIAŁ VIII

WYNIKI OBRĄCZKOWANIA ZIMORODKA (*ALCEDO ATTHIS*) NA PODBLANICKU I ŚRODKOWEJ WEŁTAWIE W LATACH 2004 –2009, PRZYCZYNEK DO POZNANIA DYNAMIKI POPULACJI I MIGRACJI GATUNKU

WPROWADZENIE

Populację zimorodka gniazdującą na terenie środkowej Europy tworzą osobniki osiadłe i migrujące [Cepák i in. 2008]. Nawet u ptaków pochodzących z jednego lęgu instynkt migracji przejawia się w różny sposób [Čech 1994]. Część środkowoeuropejskiej populacji zimorodka mogą tworzyć ptaki migrujące [Hladík i Kadlec 1964]. Różnica pomiędzy dystansem przelotu ptaków dorosłych i młodych jest istotna statystycznie. U osobników młodych (pull. i jednoroczne) średnia odległość przelotu od miejsca obrączkowania do miejsca kontroli w kolejnym okresie jesiennym i zimowym (VIII-II) wyniosła 218,6 km (n = 105, 0-1673 km), u osobników dorosłych 27,3 km (n = 75, 0-717 km) [Cepák i in. 2008]. Przelot gniazdującej w Czechach populacji odbywa się zasadniczo w kierunku południowo-zachodnim. Zimorodki spędzają zimę na wybrzeżu Morza Śródziemnego pomiędzy Półwyspem Pirenejskim a Półwyspem Bałkańskim oraz na śródziemnomorskich wyspach. Jedno z ostatnich stwierdzeń zimorodka obrączkowanego na środkowych Morawach pochodziło z wybrzeża północnej Afryki. Ptak oznakowany w Lednicy na Morawach był po 20 dniach znaleziony martwy w Tobruku w Libii [Cepák 2008, Cepák i in. 2008]. Przylot z zimowisk na tereny lęgowe Europy środkowej odbywa się w marcu [Glutz i Bauer 1980], a na tereny Republiki Czeskiej aż w kwietniu [Hladík i Kadlec 1964]. W łagodniejsze zimy osiadłe zimorodki pozostają w pobliżu terenów lęgowych. W przypadku zamarzania zbiorników, przelatują na niezamarznięte akweny znajdujące się w sąsiedztwie, ale nierzadko nawet oddalone o dziesiątki kilometrów. Najczęściej już po pierwszych roztopach ptaki wracają na tereny lęgowe [Čech 2006a,b].

Potwierdzona wynikami obrączkowania średnia odległość pomiędzy miejscem urodzenia a miejscem lęgu w kolejnych sezonach wyniosła 21 km.

Tylko jeden ptak zagnieździł się w odległości ponad 100 km. Dorosłe osobniki są wierne miejscu gniazdowania i zmieniają je wyjątkowo – tylko jeden zimorodek przemieścił się o ponad 5 km. Wierność miejscu urodzenia (filopatRIA) podobnie jak wierność miejscu gniazdowania (fidelita) są u zimorodka silnie zaznaczone (ponad 75% ptaków gniazduje do 20 km od miejsca urodzenia lub gniazdowania) [Cepák i in. 2008].

MONITORING ZIMORODKA

W rozdziale przedstawiono wyniki obrączkowania zimorodka w latach 2004-2009 na terenie Podblanicka i środkowej Wełtawy w południowo-wschodniej części centralnych Czech położonych na Wysoczyźnie Środkowoczeskiej. Teren ten znajduje się w zlewisku rzek Želivki, Sazawy i Wełtawy [Vašák i in. 2006]. Na tym terenie autor prowadzi badania populacji zimorodka od roku 1974 [Čech 1986, Čech 2007a,b,c]. W ostatnich sześciu latach corocznie kontrolowano średnio 301 km rzek (231-352 km) ze średnią liczbą = 21 monitorowanych par (15-30 p.). Dorosłe ptaki oraz pisklęta (w norach) były obrączkowane na podstawie zezwolenia Stacji Ornitologicznej Muzeum Narodowego w Pradze. Ptaki mierzono i wykonywano dokumentację fotograficzną cech morfologicznych. W latach 2004-2009 na terenie badań zaobráczkowano 1105 osobników, z tego 125 ptaków dorosłych (59 samców, 66 samic), 46 osobników jednorocznych oraz 934 piskląt w norach (pull.).

Ich przemieszczenia w regionie były monitorowane w czasie odchwytów kontrolnych na terenach lęgowych lub odczytem numerów obrączek w trakcie dokonywania fotodokumentacji na miejscach lęgowych. Dyspersja ptaków poza teren badań była określana na podstawie wiadomości powrotnych uzyskanych z bazy danych Stacji Ornitologicznej Muzeum Narodowego w Pradze.

BADANIA DOROSŁYCH OSOBNIKÓW MIEJSCOWEJ POPULACJI ZIMORODKA

Na ciekach wodnych Podblanicka i środkowej Wełtawy był w latach 2004-2009 zaobráczkowanych 125 dorosłych zimorodków (59 samców i 66 samic). W 19 przypadkach stwierdzonego ponownego gniazdowania na tym samym miejscu udało się ponownie schwytać 11 samców i 7 samic. Zaledwie w trzech przypadkach dowiedziono gniazdowania tych samych ptaków w tym samym miejscu w trzech kolejnych sezonach. Dotyczy to samca NM Praha

R 163694 i samicy NM Praha 163689 – oboje byli obrączkowani jako dorosłe ptaki. Trzy razy kontrolowano samca NM Praha R 161062, który w kolejnych dwóch sezonach gniazdował na stanowisku oddalonym o 5,5 km od pierwotnego miejsca. Dwukrotnie w tych samych miejscach gniazdowało w dwóch kolejnych sezonach 10 samców i 7 samic.

W dwóch przypadkach dotyczyło to gniazdowania tych samych par. Zaledwie pięciokrotnie obserwowano przemieszczenie się osobników na inne miejsca gniazdowania. Dotyczyło to zmiany stanowiska w tym samym sezonie (samiec o 9 km, a samice o 5 oraz 2,5 km). W kolejnych sezonach odległość przemieszczenia wyniosła 5,5 km i 12 km. Najdłuższym międzyczasem pomiędzy obrączkowaniem a ponowną kontrolą zimorodka było 791 dni (samiec NM Praha R 163694 obrączkowany jako +1K 6.6. 2006, kontrolowany w tym samym miejscu 5.08. 2008)

OBSERWACJE PTAKÓW MŁODOCIANYCH (1K) ZIMORODKA

W latach 2004-2009 na ciekach wodnych Podblanicka i środkowej Wełtawy autor zaobráczkował 46 młodocianych, lotnych zimorodków (1K). Zaledwie trzy z nich gniazdowały w kolejnych latach na tym terenie (1 samiec i 2 samice). O pozostałych 43 osobnikach nie otrzymano żadnej wiadomości powrotnej. Z okresu migracji ptaków młodocianych z terenu Podblanicka i środkowej Wełtawy uzyskano trzy wiadomości pochodzące spoza tego obszaru. Dotyczy to stwierdzeń:

- zimorodka obrączkowanego 20.5.2007 jako pisklę w gnieździe (pull.) i kontrolowanego 1.7. 2007 we Vrážy (powiat Písek), odległość 68 km;
- ptaka zaobráczkowanego 31.8.2009 w praskiej dzielnicy Modřany, następnie stwierdzonego 1.9. 2009 w odległości 38 km;
- zimorodka NM Praha 164810 obrączkowanego 27.5. 2005 w Hostimiu, pow. Beroun, który był kontrolowany na terenie badań jeszcze 1391 dni po obrączkowaniu (Tab. 2.). Tab. 1. Dyspersja piskląt zimorodka (*Alcedo atthis*) z lęgów środkowej Sazawy i Podblanicka w latach 2004-2009.

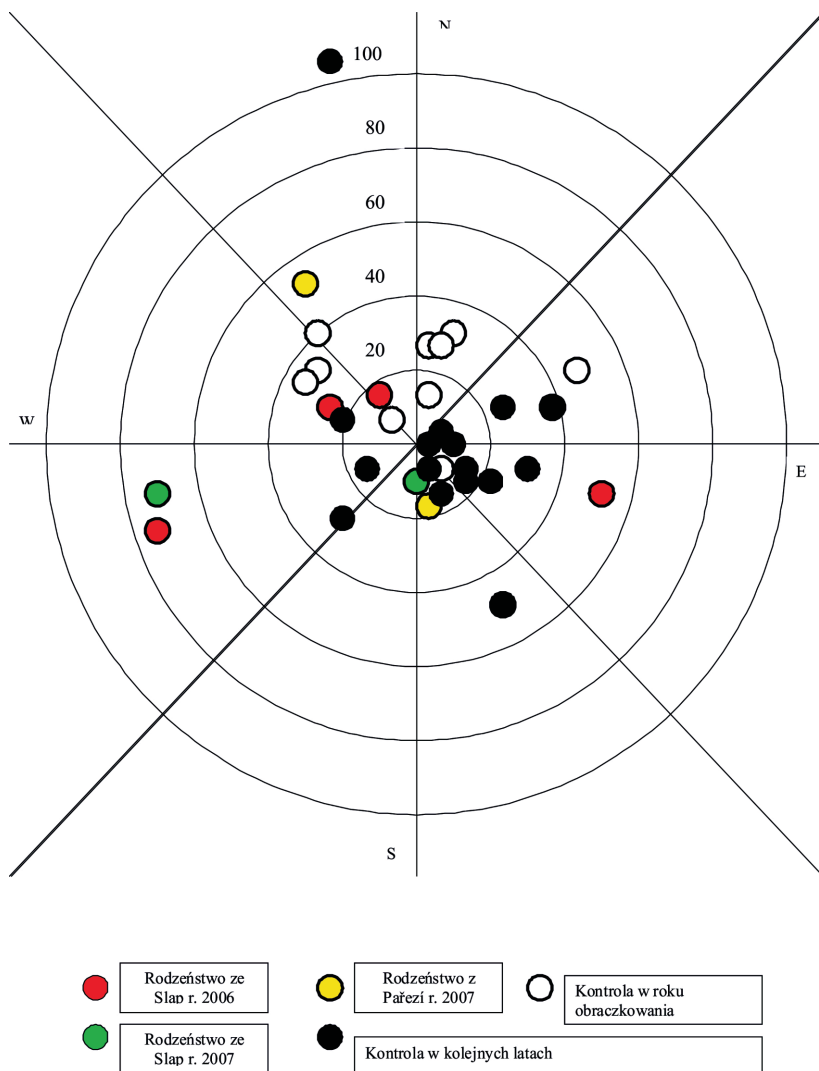
OBSERWACJE PTAKÓW OBRĄCZKOWANYCH W GNIEŹDZIE JAKO PISKŁĘTA (PULLUS)

W pięcioletnim okresie badań 2004-2009 zaobráczkowano w norach 934 pisklęta zimorodka. W czasie dyspersji z terenów lęgowych i w sezonie

Tab. 1. Dyspersja pisklat zimorodka (*Alcedo atthis*) z lęgów środkowej Sazawy i Podblanicka w latach 2004-2009

Numer obrączki	Miejsce obrączkowania	Data obrączkowania	Miejsce kontroli	Data kontroli	Odległość	Kierunek ⁰	Płeć
R 163168	Pařeží	2005.05.24	Ostrov, o. Benešov	2005.06.29	7 km	170.81	?
R 163652	Hubenov	2005.07.20	Takonín, o. Benešov	2006.07.16	39 km	82.30	F
R 163681	Český Šternberk	2006.05.31	Praha - Hostavice	2006.11.28	40 km	320.22	?
R 163688	Slapy	2006.05.31	Libež, o. Benešov	2007.04.29	35 km	98.20	M
R 163708	Libež	2006.06.11	Hrusice, o. Benešov	2007.04.08	21,5 km	286.2	M
R 163722	Český Šternberk	2006.07.18	Wilsom Scherenwelle, Netherlands	2007.08.06	694 km	295.76	F
R 163731	Sejcká Lhota	2006.07.25	Bedrč, o. Benešov	2007.06.09	25 km	77.53	M
R 169652	Slapy	2006.08.29	Karlštejn, o. Beroun	2007.04.16	20 km	309.88	M
R 169653	Slapy	2006.08.29	Štěnovice, o. Plzeň j.	2007.06.05	73 km	256.93	F
R 169654	Slapy	2006.08.29	Zruč.n.S., o. Kutná Hora	2008.05.04	51 km	102.47	M
R 169655	Slapy	2006.08.29	Hostim, o. Beroun	2007.06.07	25 km	311.13	M
R 169671	Sázava n. Sázavou	2007.05.13	Blovice, o. Plzeň jih	2007.06.25	102 km	252.01	F
R 169704	Štěpánovská Lhota	2008.05.30	Český Šternberk, o. Benešov	2008.11.01	13 km	318.2	?
R 170767	Takonín	2007.07.08	Hrádek, o. Benešov	2008.06.14	5,5 km	123.5	M
R 170790	Slapy	2007.08.17	Osečany, o. Příbram	2008.06.03	12 km	173.8	M
R 170795	Slapy	2007.08.17	Radobyšice, o. Plzeň	2008.04.21	72 km	259.76	?
R 170803	Takonín	2007.05.15	Slověnice, o. Benešov	2008.06.11	3,5 km	98.5	M
R 170804	Takonín	2007.05.15	Hrádek, o. Benešov	2008.05.29	5,5 km	123.5	F
R 170818	Mrač	2007.05.18	Hubenov, o. Příbram	2008.05.12	31 km	238.5	M
R 172030	Sejcká Lhota	2007.06.26	Praha - Modřany	2007.08.24	27 km	4.91	M
R 172037	Slověnice	2007.07.01	Vransko jezero, Croatia	2007.09.13	654 km	175.56	?
R 172046	Toulov	2007.07.09	Hradiště, o. Benešov	2008.05.11	5 km	163.0	M
R 172060	Drahňovice	2007.07.29	Kácov, o. Kutná Hora	2008.04.20	10 km	111.17	M
R 172086	Takonín	2007.08.19	Tomice, o. Benešov	2008.05.06	15 km	244.2	F
R 172092	Sázava n. S.	2007.08.23	Kácov, o. Kutná Hora	2008.04.20	12 km	137.91	M
R 172359	Sázava n. S.	2008.07.30	Český Šternberk, o. Benešov	2008.09.14	6 km	161.8	?
R 172377	Mrač	2008.08.03	Kácov, o. Kutná Hora	2009.04.10	24 km	105.09	M
R 172447	Vlašim	2008.06.22	Český Šternberk, o. Benešov	2008.07.30	15 km	11.0	?
R 172493	Střítež	2008.07.09	Trhová Kamenice, o. Chrudim	2008.08.22	50 km	75.21	F
R 173005	Sejcká Lhota	2007.08.23	Ústí n. Labem	2008.12.30	104 km	346.90	?
R 173008	Pařeží	2007.08.23	Roztoky, Praha-západ	2008.07.01	57 km	327.24	M
R 173011	Pařeží	2007.08.23	Smršťov, o. Benešov	2008.06.10	12,5 km	175.0	M
R 173017	Mrač	2007.08.28	Praha - Modřany	2007.10.07	27 km	312.41	F
R 173020	Mrač	2007.08.28	Praha - Modřany	2007.10.14	27 km	312.41	F
R 173027	Hubenov	2007.09.03	Planá n.L., o. Tábor	2008.08.17	52 km	144.80	?
R 173031	Hubenov	2007.09.03	Praha - Modřany	2007.11.03	30 km	13.59	F
R 176230	Bratřimov	2009.07.07	Masečín, Praha -západ	2009.08.07	3 km	90.00	M
R 176266	Penčice	2009.07.24	Vrhnika, Slovenia	2009.09.14	444 km	184.96	?
R 176270	Hubenov	2009.07.25	Praha - Modřany	2009.08.27	30 km	13.59	?

legowym kontrolowano 39 osobników (4,17%). Wyniki obrączkowania i późniejszych kontroli przedstawiono w tabeli 1. Odległość i kierunki przelotów ukazuje rycina 1. Rodzeństwo rozlatuje się w różnych kierunkach (Tab. 1; np.: R 169652, R 169653, R 169654, R 1696555 a R 173027, R 173031)



Ryc. 1. Dyspersja piskląt zimorodka (*Alcedo atthis*) obrączkowanych na Podblanicku i środkowej Wełtawie w latach 2004 – 2009. Puste kółka – ptaki kontrolowane w roku urodzenia, pełne kółka – ptaki kontrolowane w kolejnych sezonach (czerwone – rodzeństwo ze Slap 2006, zielone – rodzeństwo ze Slap 2007, żółte – rodzeństwo z Pařeží 2007)

lub wybiera podobny kierunek migracji, zatrzymując się okresowo na dogodnych terenach żerowiskowych (Tab. 1; ptaki R 173013 i R 173020). W jednym przypadku parę lęgową tworzyło rodzeństwo (potomstwo samca R 170767 i samicy FR 170804) (Tab. 1).

Z 934 zaobraczkowanych w gniazdach piskląt w kolejnych sezonach po ich zaobraczkowaniu kontrolowano 23 ptaki (2,46%) – 16 samów, 5 samic i 2 ptaki, u których nie określono płci. W odległości do 20 km od miejsca urodzenia stwierdzono 10 osobników (43,47%, $n = 23$) – osiem samców i dwie samice. Do 50 km przemieściło się 17 ptaków (73,91%, $n = 23$) – 14 samców i 3 samice.

Na stanowiskach odległych od 50 do 100 km od miejsca urodzenia stwierdzono w kolejnych sezonach 6 osobników (2 samce, 1 samicę i 2 ptaki, u których nie oznaczono płci). W odległości przekraczającej 100 km była odnotowana samica w swym pierwszym sezonie lęgowym – 6.08.2007, Wilsum Scherenwelle, Holandia, odległość 694 km, 384 dni od daty obrączkowania.

Na południu Europy stwierdzono dwa ptaki: NM Praha R 172037 (13.09.2007, jez. Vransko, Chorwacja, odległość 654 km, 74 dni od daty obrączkowania) i NM Praha R 176266 (14.09.2009, Vrhnika, Słowenia, odległość 444 km, 52 dni od zaobraczkowania).

Na zimowisku oddalonym o 104 km od miejsca lęgowego w dniu 30.12.2008 był znaleziony martwy zimorodek (śmierć w wyniku uderzenia w szybę, 495 dni od obrączkowania).

Dalsze trzy ptaki, zaobraczkowane jako pisklęta w norach Podblanicka, były w tym samym sezonie stwierdzone jako zimujące w odległości 13, 30 i 40 km od terenów lęgowych. Najdłuższy interwał pomiędzy obrączkowaniem pisklęcia w norze a kontrolą wynosił 583 dni (Tab. 1., pull. R 169654).

GNIAZDOWANIE IMIGRANTÓW

W latach 2004-2009 na terenie badań stwierdzono lęgi trzech imigrantów (Tab. 2). Samiec zimorodka obrączkowany jako 1K 2005 w Hostimiu, pow. Beroun, był schwytany na zaporze Slapy w latach 2008 i 2009 (odległość 30 km a w roku 2009 było to 1391 dni od daty obrączkowania). Drugi samiec był wcześniej obrączkowany jako 1K w 2008 w okolicy Žehuň, pow. Nymburk a w roku 2009 schwytano go w pobliżu Slovënic (odległość 52 km, 248 dni od daty zaobraczkowania). Trzecim gniazdującym imigrantem był samiec obrączkowany we wrześniu 2008 na terenie Włoch w roku 2009 gniazdujący dwukrotnie w pobliżu Mrač (Tab. 2). Wszyscy trzej imigranci gniazdowali na stabilnych miejscach lęgowych na terenie badań.

Tab. 2. Gniazdowanie imigrantów zimorodka (*Alcedo atthis*) na terenie Podblanicka i środkowej Wełtawy

Obrączkowanie				Kontrola				
Numer obrączki	Płeć wiek	Miejsce	Data	Miejsce	Data	Odległość km	Kierunek °	Płeć
R 164810	? 1.r.	Hostim, o. Beroun	27.8.2005	Smilovice, o. Příbram	5.5.2008 18.6.2009	30	149.09	M
R 160116	M 1.r	Žehuň, o. Nymburk	26.8.2008	Slověnice o. Benešov	1.5.2009	52	214.97	M
BOLOGNA W 41349	M ?	Castelchiaro - Vadena o. Bolzano, Itálie	11.9.2008	Mrač, o. Benešov	5.5.2009	461	33.34	M

PODSUMOWANIE

Badania prowadzone w latach 2004-2009 na Podblanicku i środkowej Wełtawie potwierdziły znaczną rolę stałych miejsc lęgowych, spełniających wymagania zimorodka dla regularnego gniazdowania. Na badanym terenie szczególnie znaczenie ma zaporą Slapy. Znajdujące się tam stanowiska lęgowe nie są podatne na zmiany klimatyczne i są zasiedlane corocznie. Populacja ptaków gniazdujących w poprzednich sezonach jest wzbogacana osobnikami, które wykluły się na sąsiednich terenach (ich odsetek na podstawie kontrolnych chwytań oszacowano na 59,09% gniazdującej populacji).

Zimorodki obrączkowane na Podblanicku i środkowej Wełtawie jako pisklęta (pull.) były jako osobniki dorosłe kontrolowane w sezonie lęgowym (kwiecień-wrzesień) na terenach odległych od 3,5 km do 694 km, średnia odległość wyniosła 56,54 km (n=23). Na podstawie analizy miejsc ponownego odłowu można wnioskować o kierunkach przemieszczania się i terenach związanych z lęgowiskiem, takich jak: Wełtawa, Sazawa, Berounka, Lužnica, i ich dopływy (za wyjątkiem przelotu do Holandii). W trakcie sezonu na terenach lęgowych mogą się okresowo pojawiać ptaki, które następnie przemieszczają się w inne miejsca. Na badanym obszarze takich przypadków nie notowano, ani też tego rodzaju obserwacje nie były rejestrowane w Stacji Ornitologicznej MN w Pradze. Stwierdzono natomiast przemieszczenia dorosłych zimorodków na inne stanowisko lęgowe w trakcie tego samego sezonu (maks. na odległość 9 km), a w kolejnych sezonach na odległość maks. 12 km. Dotyczyło to zarówno pojedynczych osobników, jak też par. Udokumentowane gniazdowanie imigrantów z innych obszarów Czech dotyczyły ptaków oznakowanych wcześniej w okolicach Berouna i Nymburka (odległość 30 i 52 km).

Uważa się, że migrujące ptaki wracają na tereny rodzinne, przejawiając tym samym silną filopatrię (ponad 75% osobników osiedla się do 20 km od miejsca narodzenia) [Cepák i in. 2008]. Porównanie wyników obserwacji zimorodków w regionie Podblanicka i środkowej Wełtawy prowadzonych w okresie zimowym z obserwacjami w sezonie lęgowym wskazuje na istotny udział w populacji osobników migrujących. Przede wszystkim dotyczy to lat z surowymi zimami. Ponadto badania dowiodły, że wyklute na danym terenie ptaki nie wracają dokładnie w to samo miejsce, ale osiedlają się najczęściej w promieniu do 40 km od miejsca urodzenia. Filopatria u zimorodków z regionu Podblanicka i środkowej Wełtawy sięgała 43,47%, co potwierdza silne przywiązanie do terenów rodzinnych.

Wśród ptaków, które osiedlały się w promieniu do 20 km od miejsca urodzenia przeważały samce (80%). Wiadomości powrotne uzyskane przez Stację Ornitologiczną MN w Pradze potwierdzają znaczną dyspersję i przemieszczenia u zimorodka bytującego na terenie Europy środkowej. W przypadku zimorodka można zatem mówić o populacji migrującej [Hladík i Kadlec 1964]. Dokumentuje to chociażby przykład ptaka obrączkowanego jako pisklę w gnieździe (pull.) 18.07.2006, a stwierdzonego 6.8. 2007 w Wilsum Scherenwelle w Holandii, (odległość 694 km, 384 dni). W tym czasie dorosłe samice są jeszcze w fazie wysiadywania bądź karmienia piskląt.

Przylot migrujących zimorodków na zimowiska na południu Europy odbywa się od lipca do września, ze szczytem przypadającym na sierpień i początek września [Kramer 1966]. Ponieważ powrót na miejsca lęgowe zaczyna się w marcu przyjmuje się, że zimorodki stwierdzane od października do lutego są ptakami osiadłymi lub koczującymi. Z osobników, które autor obrączkował w latach 2004-2009 na terenie Podblanicka i środkowej Wełtawy do tej grupy można zaliczyć 6 zimorodków. Średnia odległość od miejsca stwierdzenia wyniosła 40,16 km (13-104 km). Przemieszczenia i koczowania w okresie zimowym mogą się odbywać i na większe dystansy – np.: samiec obrączkowany 28.7.1974 (Klásterská Lhota, pow. Trutnov) był stwierdzony 9.02.1976 (Essen – Überraehr, Nordrhein – Westfalen) w odległości 580 km WNW od miejsca obrączkowania [Čech 1985].

Trzy zimorodki kontrolowane w trakcie jesiennej migracji na południe Europy potwierdzają, że ptaki z obszaru Podblanicka i środkowej Wełtawy spędzają zimę w środkowej części wybrzeża Morza Śródziemnego [Čech 1986, Čech 2003].

Podziękowania. Za udostępnienie danych wykorzystanych w niniejszym artykule, autor dziękuje pracownikom Stacji Ornitologicznej MN w Pradze, ornitologom PharmDr. J. Křivskému i J.Kubičkovi. Za tłumaczenie na język polski, dziękuję mgr. inż. Romanowi Kucharskiemu, z którym współpracujemy przy międzynarodowym projekcie badawczym populacji zimorodka.

LITERATURA

- Cepák J. 2008: Africký ledňáček, Ptačí svět, 1: 14.
- Cepák J. et al. 2008: Atlas migrace ptáků České a Slovenské republiky, Aventinum, Praha.
- Čech P. 1985: Rozbor zpětných hlášení ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) Kroužkovacví stanice Národního muzea Praha za období 1960-1985, maszynopis.
- Čech P. 1986: Padesát let kroužkování ptáků na okrese Benešov. Sbor. vlastiv. Prací z Podblanicka, 27: 87-122.
- Čech P. 1994: Příspěvek k ochraně ledňáčka říčního, Sborník ze semináře Ochrana biodiverzity malých vodních toků, ZO ČSOP Vlašim, 41-47.
- Čech P. 2003: Ledňáček říční (*Alcedo atthis*) na Podblanicku. Sbor. vlastiv. prací z Podblanicka, 43: 7-15.
- Čech P. 2006a: Reprodukční biologie ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) a možnosti jeho ochrany v současných podmínkách České republiky, Sylvia, 42: 50-65.
- Čech P. 2006b: Ekoetologie ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) v podmínkách České republiky. 02/19 ZO ČSOP Alcedo Vlašim, 11-32.
- Sborník referátů z mezinárodního semináře Ledňáček říční (*Alcedo atthis*) ochrana a výzkum, 02/19 ZO ČSOP Alcedo Vlašim, 11-32.
- Čech P. (ed.) 2007a: Ledňáček říční (*Alcedo atthis*), jeho ochrana a výzkum, Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 34, 02/19 ZO ČSOP Alcedo Vlašim.
- Čech P. 2007b: Charakteristika populace ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) hnízdicí na území. Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 34, 02/19 ZO ČSOP Alcedo Vlašim.
- České republiky: 12-21, in Čech P. (ed.) 2007: Ledňáček říční (*Alcedo atthis*), jeho ochrana a výzkum, Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 34, 02/19 ZO ČSOP Alcedo Vlašim.
- Čech P. 2007c: Ledňáček říční (*Alcedo atthis*) na Podblanicku, Sbor. vlastiv. Prací z Podblanicka, 44-47: 107-126.
- Glutz U.N. & Bauer K.M. 1980: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9, Akademische Verlagsgesellschaft, Weisbaden.

- Hladík B. & Kadlec O. 1964: Výsledky kroužkování ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) v Československu. Zoologické listy, 13(1): 1-8.
- Kramer P. 1966: Der Eisvogel (*Alcedo atthis*) auf dem Zug in und durch die Camargue, Die Vogelwarte, 23: 164-172.
- Vašák P. et al. 2006: Ptáci Podblanicka, Český svaz ochránců přírody Vlašim, Muzeum Podblanicka.

STRESZCZENIE

W latach 2004-2009 na terenie Podblanicka i środkowej Wełtawy zaobrączkowano 1105 zimorodków (*Alcedo atthis*), w tym 934 pisklęta (pullus). Zimorodki zaobrączkowane w norach jako pisklęta, w kolejnych sezonach (kwiecień-wrzesień) rozpraszają się w różnych kierunkach od miejsca urodzenia, na odległość od 3,5 do 694 km. Filopatria u ptaków z Podblanicka i środkowej Wełtawy przejawiała się w silnym stopniu (wartość 43,47%), natomiast fidelita w 100%. Większość kontrolowanych zimorodków gniazdowała w odległości do 40 km od miejsca urodzenia. Wśród ptaków, które gnieździły się w odległości do 20 km od miejsca urodzenia przeważały samce (80%). Te same osobniki zasiedlały te same stanowiska maksymalnie przez trzy kolejne lata. Przemieszczenia dorosłych ptaków na inne miejsca lęgowe w czasie sezonu lęgowego odbywały się maksymalnie na odległość do 9 km, a w kolejnych latach – nie dalej niż do 12 km. Obserwowano przemieszczenia zarówno pojedynczych osobników jak też par w sezonie. Potwierdzono przemieszczenia zimorodka na znaczne odległości w trakcie sezonu lęgowego, 694 km od miejsca urodzenia, co wcześniej było już opisane na podstawie danych Stacji Ornitologicznej MN w Pradze w oparciu o dane z lat 1934-1960. Najdłuższy okres pomiędzy obrączkowaniem a ponownym stwierdzeniem zimorodka wyniósł u pisklęcia 583 dni, u 1K 1391 dni a u +1K 791 dni. Badania w latach 2004-2009 na terenie Podblanicka i środkowej Wełtawy potwierdziły znaczną rolę stałych miejsc lęgowych. Kluczowe znaczenie na badanym obszarze ma zaporą Slapy. Znajdujące się nad nią stanowiska są zajmowane corocznie. Zasiedlają je ptaki stwierdzane tam w poprzednich sezonach, bądź wyklute na terenach przyległych. Ochrona terenów lęgowych zimorodka nad zaporą Slapy jest wspierana ze środków Regionalnego Funduszu Ochrony Przyrody Regionu Środkowych Czech.

Słowa kluczowe: fidelita, filopatria, migracja

*RESULTS OF RINGING OF KINGFISHERS (ALCEDO ATTHIS)
IN PODBLANICKO AREA AND CENTRAL POVLTAVÍ
BETWEEN 2004 AND 2009, PAPER ON UNDERSTANDING
ITS POPULATION DYNAMISM AND MIGRATION*

SUMMARY

In the Podblanicko area and in Central Povltaví 1105 individuals of Kingfisher (Alcedo atthis) out of these 934 chicks in a burrow (pullus) were ringed between the years 2004-2009. In the next nesting season (April – September) Kingfishers ringed in their nests were found in different directions from their birthplace within the distance of 3.5 to 694 km. Filopatry is semi-strong in Kingfishers born in the Podblanicko area and Central Povltaví, it reached 43.4%, fidelity is strong (100%). Among the birds which settled within 20 km far away from their birthplace males are dominant (80%). The majority of checked Kingfishers nested within the area of 40 km from their birthplace. Repeatedly in the same locality Kingfishers nested for 3 years max. The transfer of adult birds into another rearing ground was monitored during one nesting season (max. distance 9 km) and even between seasons (max. distance 12 km). The transfer was done by both individuals and pairs. According to the checkup of an adult female of Kingfisher in a nesting season 694 km far away from her birthplace, we can consider possible removal of several individuals of this species, about which already informed analyses of feedback reports of KS MN Praha for the period between 1934-1960 (Hladik & Kadlec 1964). The longest period between the ringing and following checkup was at pull 583 days, 1K 1391 days and at +1K Kingfishers 791 days. The monitoring in years 2004-2009 in the Podblanicko area and Central Povltaví confirmed the rarerness of permanent nest places. The prior place belongs to the Slapy Dam. Its permanent breeding places are nested every year. If it is not by individuals which nested there in the previous season, then it is especially by young birds coming from wide surroundings. The preservation of Kingfisher nest places located at the Slapy Dam is supported by the Central Bohemia Regional Environmental Fund.

Keywords: *fidelity, filopatry, migration*

Pavel Čech

02/19 ZO ČSOP Alcedo, Blanická 1299, 258 01 Vlašim, Česká Republika
Autor kieruje projektem ALCEDO (jednym z ogólnokrajowych programów
Ochrony bioróżnorodności Czeskiego Związku Ochrony Przyrody)

ROZDZIAŁ IX

ZMIANY LICZEBNOŚCI, SUKCESU LĘGOWEGO I WYBIÓRCZOŚCI MIEJSC GNIEZDZENIA POPULACJI BOCIANA BIAŁEGO *CICONIA CICONIA* (L.) W TUCHOLSKIM PARKU KRAJOBRAZOWYM W LATACH 2004-2010

WPROWADZENIE

Badania nad bocianem białym *Ciconia ciconia* (L.) gnieźdzącym się w granicach obecnego województwa kujawsko-pomorskiego mają już ponad stuletnią historię [Indykiewicz 2006abcd]. Jej początki przypadają na rok 1907, tj. niemal trzydzieści lat po inwentaryzacji populacji bociana dokonanej w dawnej Galicji [Braun 1906, Lhe 1906]. W tym czasie, a dokładnie w latach 1907-1910, rozpoczęto pierwszą próbę policzenia gniazd bociana w całych Prusach Wschodnich, a na wniosek Lakowitza przeprowadzono ją również w dorzeczu dolnej Wisły [Profus 1985]. Kontrolą objęto wówczas gniazda bociana znajdujące się na obszarze ośmiu powiatów (tucholskiego, chojnickiego, brodnickiego, chełmińskiego, grudziądzkiego, świeckiego, toruńskiego i wąbrzeskiego), które dzisiaj w całości lub we fragmentach znajdują się w granicach administracyjnych województwa kujawsko-pomorskiego [Lttschwager 1936].

Kolejny etap badań nad populacją bociana białego w województwie kujawsko-pomorskim przypadł na okres inwentaryzacji prowadzonej na obszarze granicznym pomiędzy Wielkopolską i Pomorzem, tj. na lata 1932-1934. Z tego okresu zachowały się jedynie wyniki inwentaryzacji przeprowadzonej na obszarze dawnego powiatu noteckiego [Pax 1932; Frase 1934, 1935].

Wybuch drugiej wojny światowej stał się jednocześnie początkiem niemal czterdziestoletniego okresu, w którym nie podejmowano żadnych poważnych badań nad bocianem białym gnieźdzącym się na obszarze dzisiejszego województwa kujawsko-pomorskiego. Jednak wnikliwa analiza dostępnej literatury przedmiotu pozwala na odnalezienie wielu rozproszonych informacji na temat liczebności i rozmieszczenia tego gatunku [Indykiewicz

2006a]. Na przykład: dane o liczebności bociana w byłym powiecie żnińskim w latach 1966-1967 można odnaleźć w pracy Kazimierskiego (1969), rezultaty badań w dawnym powiecie chodzieskim, obejmującym m.in. dolinę rzeki Noteć prezentowane są w pracy Górskiego i in. [1977]. Znaczący postęp w poszerzeniu wiedzy o populacji bociana białego stanowią dane będące efektem badań ankietowych przeprowadzonych w całej Polsce w 1974 r., w ramach Trzeciej Międzynarodowej Akcji Liczenia Bociana Białego, a dostępne m.in. w pracach Jakubca [1978, 1985abc]. W tej ostatniej publikacji Jakubiec zaprezentował dane na temat liczebności i zagęszczenia par lęgowych oraz par, których lęgi nie zakończyły się sukcesem dla kilkunastu powiatów znajdujących się obecnie w granicach województwa kujawsko-pomorskiego, w tym dla powiatów: tucholskiego, chojnickiego, aleksandrowskiego, brodnickiego, bydgoskiego, chełmskiego, chodzieskiego, człuchowskiego, golubsko-dobrzyńskiego, inowrocławskiego, lipnowskiego, mogileńskiego, sępoleńskiego, szubińskiego, świeckiego, toruńskiego, włocławskiego, wyrzyskiego i żnińskiego [Jakubiec 1985b]. Ponadto niektóre dane można odnaleźć na mapie prezentującej punktowe rozmieszczenie bociana białego w Polsce [Tomiałojć 1990].

Kolejne dane o bocianie w województwie kujawsko-pomorskim, a w szczególności w byłym województwie bydgoskim, dostępne są w monografii przygotowanej pod redakcją Ptaszyka [1994], która jest efektem badań przeprowadzonych w 1984 r. w ramach Czwartego Międzynarodowego Liczenia Bociana Białego. Są to jednak dane dotyczące wyłącznie południowo-zachodniego fragmentu byłego województwa bydgoskiego wliczanego w owym czasie do regionu Wielkopolski i to niestety dane fragmentaryczne, gdyż pochodzące z ok. 40% powierzchni [Ptaszyk 1994]. Jak przyznaje sam autor, obszar ten należał do słabiej zbadanych. Również praca Ptaszyka i Frstera [1994] zawiera fragmentaryczne dane o bocianie z niektórych miejscowości na południowo-zachodnich rubieżach byłego województwa bydgoskiego, lecz niestety niektóre nie zostały wymienione z nazwy. Z kolei w pracy Profusa [1994] poświęconej metodyce badań ilościowych bociana białego odnaleźć można mapę autorstwa Mielczarka i Profusa przedstawiającą punktowe rozmieszczenia gniazd tego gatunku w województwie toruńskim w 1984 roku.

Znaczący postęp we wzbogaceniu wiedzy o populacji bociana białego w województwie kujawsko-pomorskim (wówczas bydgoskim, toruńskim i włocławskim) uczyniono dzięki kompleksowym badaniom przeprowadzonym w latach 1994-1995, tj. w ramach Piątego Międzynarodowego Spisu Bociana Białego. Badania te przygotowała i koordynowała Katedra Zoologii Akademii

Techniczno-Rolniczej w Bydgoszczy (obecnie Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego). Na podstawie bezpośrednich inspekcji terenowych zebrano wówczas dane faktograficzne z 49 gmin (ok. 84% powierzchni województwa), a jedynymi powiatami, w których wówczas nie przeprowadzono efektywnej inwentaryzacji był powiat tucholski i żnińskim [Indykiewicz 1998, 2006a]. W efekcie zgromadzono po raz pierwszy na tyle bogaty i wszechstronny materiał faktograficzny z tego obszaru, że posłużył on do przygotowania kilku prac materiałowych zamieszczonych w monografii pod redakcją Indykiewicza [1998a].

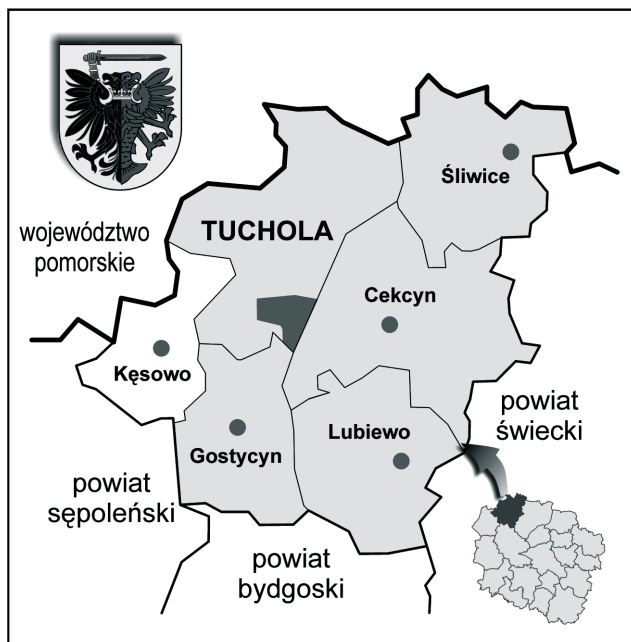
Po upływie kolejnej dekady, tj. w 2004 roku, przeprowadzono kolejną inwentaryzację, tym razem w ramach Szóstego Międzynarodowego Spisu Bociana Białego pod oficjalnym protektoratem BirdLife International. W wyniku inwentaryzacji (ponownie koordynowanej przez Katedrę Zoologii UTP w Bydgoszczy) dane faktograficzne zebrano z ok. 75,0% powierzchni województwa kujawsko-pomorskiego. Stopień spenetrowania poszczególnych miejscowości, sołectw, gmin i powiatów był zróżnicowany. W skali całego województwa spenetrowano 66,4% wszystkich miejscowości, a w poszczególnych powiatach od 54,2% do 94,5%. Najdokładniej zostały one zbadane w powiecie tucholskim (88,9% miejscowości), sępoleńskim (91,4%), grudziądzkim (94,2%) i radziejowskim (94,5%). Wyniki badań o różnym stopniu szczegółowości, w tym dotyczących powiatu tucholskiego, zaprezentowano w opracowaniach monograficznych i pracach materiałowych [Indykiewicz 2006abcd].

INWENTARYZACJA BOCIANA BIAŁEGO

W celu określenia podstawowych parametrów populacyjnych bociana białego *Ciconia ciconia* w Tucholskim Parku Krajobrazowym (TPK) inwentaryzacją objęto wszystkie gniazda tego gatunku zlokalizowane w tych miejscowościach i przysiółkach pięciu gmin powiatu tucholskiego oraz gminy Czersk (woj. pomorskie), które położone są w granicach administracyjnych Parku Krajobrazowego (Ryc. 1).

Inwentaryzację w gminach Tuchola, Śliwice, Cekcyn, Lubiewo, Gostycyn i Czersk przeprowadzono w latach: 2004, 2006, 2008, 2009 i 2010 w terminie i według metodyki zalecanej przez PTPP „pro Natura”, tj. krajowego koordynatora badań bociana białego, uwzględniając jednocześnie uwagi metodyczne sformułowane m.in. przez Jakubca [1985c], Kujawę [1991], Profusa [1994] i Indykiewicza [1998b].

Inwentaryzację prowadzono w kolejnych sezonach lęgowych przede wszystkim w miesiącu lipcu, a w wyjątkowych sytuacjach (dotyczy to tylko niektórych miejscowości) przeprowadzano ją w połowie czerwca lub na początku sierpnia. Termin inwentaryzacji (10-30 lipca) podyktowany był przede wszystkim faktem, iż właśnie w tym okresie większość młodych bocianów stoi już w gniazdach i nierzadko próbuje podlatywać. Jednak w wypadku, kiedy dorosłe ptaki przystępowały do lęgów stosunkowo późno, kontrolę tego gniazda przeprowadzano powtórnie 2-3 tygodnie później.



Ryc. 1. Szkic obszaru badań uwzględniający te gminy w powiecie tucholskim, które zlokalizowane są w granicach administracyjnych Tucholskiego Parku Krajobrazowego

W ramach inwentaryzacji poza standardowym pakietem danych zgromadzono również dodatkowe informacje na temat wybranych aspektów biologii bociana, m.in. dotyczących fenologii, zachowań ptaków i historii gniazd oraz zmian zachodzących w najbliższym otoczeniu gniazda.

W niniejszym opracowaniu część informacji dotyczącej sukcesu lęgowego bociana przedstawiono w formie skrótowego zapisu, stosując powszechnie stosowane w tym zakresie symbole i wskaźniki: HPa – gniazdo zajęte przez parę dłużej niż jeden miesiąc w okresie od 14 IV do 15 VI, HPx – gniazdo było zajęte przez parę bocianów, ale nie można zdobyć pewnych informacji o efekcie lęgu; HPm – w gnieździe stwierdzono obecność młodych

ptaków zdolnych do wylotu; HPm1...Pm6 – w gnieździe stwierdzono obecność jednego (HPm1)... sześciu (HPm6) młodych ptaków zdolnych do wylotu; JZG – łączna liczba piskląt wyprowadzonych z gniazda HPm; JZa – średnia liczba piskląt wyprowadzonych w gnieździe typu HPa; JZa – wskaźnik rozrodu obliczany wg wzoru: $JZa = JZG:(HPa-HPx)$; JZm – średnia liczba piskląt wyprowadzonych w gnieździe typu HPm; StD – liczba gniazd zajętych (HPa) na 100 km² badanego terenu [Indykiewicz 2006a].

WIELKOŚĆ POPULACJI BOCIANA BIAŁEGO W TUCHOLSKIM PARKU KRAJOBRAZOWYM

W granicach administracyjnych Tucholskiego Parku Krajobrazowego (TPK) w latach 2004-2010 do lęgów przystępowało w poszczególnych sezonach rozrodczych 26-32 par bociana białego. Największą liczbę par lęgowych odnotowywano regularnie w gminach Cekcyn (14-16 par) i Tuchola (9-10 par), w ich częściach, które administracyjnie położone są w granicach TPK.

Zgromadzone dane dowodzą, że populacja bociana skupiona w Tucholskim Parku stanowiła 20,6-25,4% populacji całego powiatu tucholskiego i zaledwie 1,0-1,3% kujawsko-pomorskiej populacji z roku 2004 [Indykiewicz 2006a]. Tak niski udział populacji TPK w wojewódzkiej populacji jest przede wszystkim konsekwencją charakterystycznej dla tego obszaru struktury użytkowej gruntów, tj. wysokiego udziału powierzchni i gruntów leśnych, a niewielki gruntów rolnych oraz łąk i pastwisk. Potwierdza to fakt, że w badanych gminach udział powierzchni leśnych w całości powierzchni równał się średnio 52,1% i był większy od średniej dla całego powiatu tucholskiego a jednocześnie był ponad dwukrotnie większy niż średnia wartość obliczona dla całego województwa kujawsko-pomorskiego (23,1%).

WYBIÓRCZOŚĆ MIEJSC GNIEZDZENIA

Spośród 32 gniazd bociana białego zlokalizowanych w granicach TPK stwierdzono, że zdecydowanie największa ich część, tj. 71,9% (N=23) posadowiona była na słupach energetycznych, z tego mniejszość (34,8%) na słupach niepodłączonych do sieci (bez przewodów). Znacznie rzadziej bociany umieszczały swoje gniazda na drzewach (12,5%) i dachach budynków mieszkalnych lub gospodarczych (12,5%), a sporadycznie lokowały je na kominach (3,1%).

W porównaniu ze stanem zarejestrowanym w 2004 r. w całym powiecie tucholskim oznacza to jedynie niewielkie zmiany w lokalizacji gniazd bocianów. Otóż udział gniazd posadowionych na słupach energetycznych i na kominach utrzymał się na bardzo podobnym poziomie (w 2004 r. odpowiednio: 70,0% i 2,1%). Natomiast istotnie zmniejszyła się liczba gniazd posadowionych na dachach budynków mieszkalnych i gospodarczych (spadek z 18,5% do 12,5%). Nie oznacza to jednak bezwzględnego ubytku gniazd, lecz jedynie zmianę ich lokacji – niemal taka sama część gniazd, która została zdjęta z dachów została przeniesione na platformy zamontowane na ogłowionych pniach drzew.

Udział gniazd bocianów na słupach i drzewach w TPK był zbliżony do tego, który był charakterystyczny dla terenów województwa kujawsko-pomorskiego, gdzie zagęszczenie par lęgowych było zbliżone do ogólnej średniej ($StD=12,5$ par lęg./100 km² – np. w powiatach: aleksandrowskim, golubsko-dobrzyńskim, inowrocławskim, mogileńskim, nakielskim i świeckim) i tam był on równy, odpowiednio: na słupach 72,3% i na drzewach 13,6% [Indykiewicz 2006b].

Większość gniazd (85,7%) bocianów TPK posadowiona jest w obrębie gospodarstwa położonego przy drodze lokalnej. Przeciętnie gniazdo znajduje się 11,3 m od budynku mieszkalnego lub gospodarczego, a jednocześnie większość z nich (57,1%) znajduje się średnio 18,6 m od drogi. Warto dodać, że w pozostałej części województwa kujawsko-pomorskiego gniazda bocianów są istotnie bardziej oddalone od zabudowań i dróg, tj. odpowiednio: 25,3 m i 30,8 m.

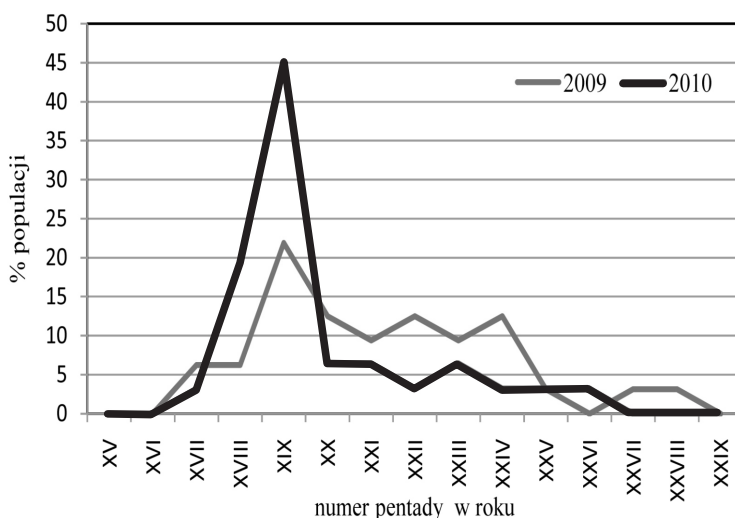
FENOLOGIA OKRESU LĘGOWEGO

W latach 2006-2008 pierwsze bociany w Tucholskim Parku pojawiały się w gniazdach 25 marca, natomiast najpóźniejszy przylot pierwszego ptaka do gniazda odnotowano 16 maja. W porównaniu do danych zgromadzonych w całym powiecie tucholskim w 2004 r. oznacza to istotną zmianę okresu docierania pierwszych ptaków do gniazd, bowiem wówczas następowało to pomiędzy 14 marca a 4 maja. W konsekwencji bociany zajmowały gniazdo przeciętnie 11 kwietnia (w 2004 r.), a w badanym okresie pomiędzy 9 kwietnia (2009 r.) i 15 kwietnia (2010 r.).

Pośród bocianów, które przyleciały do gniazda jako pierwsze, 12,5% osobników pojawiało się w marcu, a zdecydowana większość (56,3%) osobników docierało do gniazd w pierwszych dwóch dekadach kwietnia,

podczas gdy w trzeciej dekadzie kwietnia i w maju dolatywało pozostałe 31,2 bocianów. Zbliżoną fenologię przylotów odnotowano w skali całego województwa kujawsko-pomorskiego w roku 2004, kiedy wartości te kształtowały się na poziomie, odpowiednio: 23,1%, 61,5% i 15,3% [Indykiewicz 2006a].

W poszczególnych sezonach lęgowych notowano istotne zmiany w terminach docierania ptaków do gniazd. W roku 2010 najwięcej ptaków (45,2%) dotarło do gniazda już w pierwszej dekadzie kwietnia, podczas gdy w sezonie 2009 roku w tym samym czasie doleciało do gniazd jedynie 21,9% ptaków (Ryc. 2).

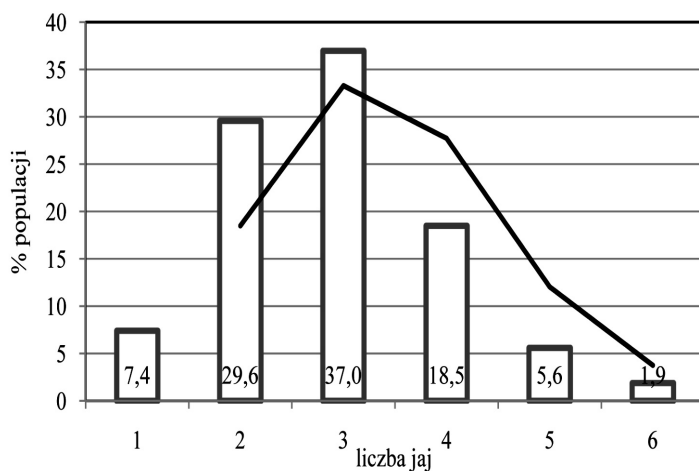


Ryc. 2. Dynamika przylotu do gniazd bocianów białych *Ciconia ciconia* w Tucholskim Parku Krajobrazowym w latach 2006-2010

Wprawdzie istnieje powszechne przekonanie, że pierwsze pojawiające się wiosną na gniazdach bociany są ptakami lęgowymi, to jednak z obserwacji przeprowadzonych przez Wuczyńskiego [2005] wynika, że istnieją poważne argumenty dowodzące, iż bardzo często są one osobnikami nielegowymi. Ponadto, zdaniem Wuczyńskiego, zjawisko czasowego przebywania bocianów w gniazdach w okresie wczesnowiosennym nie jest związane z rozrodem w danym gnieździe. Szczególnie często może zdarzać się to na obszarach położonych na trasie migracji wiosennej.

WIELKOŚĆ LĘGU

Liczba jaj składanych przez samice bociana białego w Tucholskim Parku Krajobrazowym wahała się od 1 do 6. Najczęściej samice składały 3 lub 2 jaja. Lęgi tej wielkości stanowiły odpowiednio: 37,0% i 26,9% wszystkich złożonych. Natomiast lęgi 4- i 5-jajowe stanowiły, odpowiednio 18,5% i 5,6%. Z kolei lęgi największe, tj. złożone z 6 jaj stanowiły 1,9%, a lęgi najmniejsze, czyli 1-jajowe stanowiły 7,4% wszystkich lęgów (Ryc. 3). W konsekwencji średnia wielkość lęgu bocianów gnieźdzących się w Tucholskim Parku w latach 2006-2010 równała się 2,95 jaja. Oznacza to, że w porównaniu z całym powiatem tucholskim była to wartość bardzo zbliżona do stwierdzonej w roku 2004. Wówczas średnia wielkość lęgów równała się 3,1 jaja, a samice najczęściej składały 3 i 4 jaja (odpowiednio 40,2% i 25,5% wszystkich złożonych [Indykiewicz 2006a]).



Ryc. 3. Frekwencja wielkości lęgów składanych przez samice bociana białego *Ciconia ciconia* w Tucholskim Parku Krajobrazowym w latach 2006-2010

SUKCES LĘGOWY

W trakcie wysiadywania jaj z rozmaitych powodów bociany traciły w poszczególnych sezonach lęgowych 4,2-9,5% złożonych jaj. W konsekwencji w skali całego Parku Krajobrazowego straty te kształtowały się na poziomie 7,8% złożonych jaj, co oznacza, że przeciętnie w każdym gnieździe wykluwało się 2,7 piskląt. Od momentu wykucia do czasu opuszczenia gniazda

przeciętna para bocianów traciła 12,1% piskląt. W rezultacie w skali całego Parku Krajobrazowego przeciętna para bocianów odchowywała w latach 2006-2010 po 2,4 piskląt, tj. o ok. 0,4 piskląt mniej niż w porównaniu z całą populacją powiatu tucholskiego w roku 2004 (2,8 piskląt w gnieździe typu JZm, 2,6 piskląt w gnieździe JZa) [Indykiewicz 2006a].

Najczęstszą przyczyną śmierci piskląt od chwili wyklucia się z jaja do momentu wylotu z gniazda były: niekorzystne warunki atmosferyczne, wyrzucenie z gniazda przez jednego z rodziców spowodowane chorobą lub nietypowym zachowaniem pisklęcia, „przypadkowa” śmierć pisklęcia będąca konsekwencją walk toczonych w gnieździe przez dorosłe ptaki oraz zniszczenie lub upadek gniazda.

PODSUMOWANIE

W latach 2006-2010 w granicach administracyjnych Tucholskiego Parku Krajobrazowego (TPK) do lęgów przystępowało w kolejnych sezonach rozrodczych 26-32 pary bociana białego. Największą liczbę par lęgowych odnotowywano regularnie w gminie Cekcyn (14-16 par) i Tuchola (9-10 par). Populacja bociana skupiona w TPK stanowi ok. 20,6-23,8% populacji całego powiatu tucholskiego i ok. 1,0-1,2% kujawsko-pomorskiej populacji. Większość gniazd bocianów w TPK (71,9%) posadowiona jest na słupach energetycznych, rzadziej znajdują się one na drzewach (12,5%) i dachach budynków (12,5%), a sporadycznie na kominach (3,1%). Najczęściej (85,7%) gniazda znajdują się w obrębie gospodarstwa położonego przy drodze lokalnej (przeciętnie 11,3 m od budynku i 18,6 m od drogi). Pierwsze ptaki w gniazdach obserwowano 25 marca, natomiast najpóźniejszy przylot pierwszego ptaka do gniazda zarejestrowano 16 maja, ale większość (56,3%) bocianów docierała do gniazd w pierwszych dwóch dekadach kwietnia. Najczęściej samice składały 3 (37,0%) lub 2 jaja (26,9%), a średnia wielkość lęgu równała się 2,95 jaja. Straty w trakcie wysiadywania jaj w kolejnych sezonach lęgowych wahały się pomiędzy 4,2-9,5% złożonych jaj. Przeciętna para bocianów w TPK odchowywała w latach 2006-2010 po 2,4 piskląt.

LITERATURA

Braun M., 1906: Zahl und Verbreitung des Hausstorches (*Ciconia alba*) in Ostpreussen. Schrift. Physic. konom. Ges (Kenigsberg), 47: 141-148.

- Frase R., 1934: Der Weisse Storch (*Ciconia ciconia* L.) in der Grenzmark Posen-Westpreussen. Abh. u. Ber. Naturwiss. Abt. Grenzmrk. Ges. z. Erforsch. u. Pflege d. Heimat, Schneidemuhl, 9: 1-41.
- Frase R., 1935: Storchbestandsaufnahme 1935 im Netzekreise. Abh. u. Ber. Naturwiss. Abt. Grenzmrk. Ges. z. Erforsch. u. Pflege d. Heimat, Schneidemuhl, 10: 88-90.
- Górski W., Buśkiewicz R., Dąbrowska E., Grześkowiak A., 1977: Bocian biały (*Ciconia ciconia*) w d. powiatach chodzieskim i słupeckim w Wielkopolsce w roku 1974. Not. orn. 18, 3-4: 95-99.
- Indykiewicz P., 1998a: Pierwsze liczenie bociana białego *Ciconia ciconia* (L.) w województwie bydgoskim. [W:] P. Indykiewicz (red.), Bocian biały *Ciconia ciconia* (L.) w województwie bydgoskim w latach 1994-1995. Wyd. TMBT, Bydgoszcz, 37-42.
- Indykiewicz P., 1998b: Przydatność metody ankietowej w badaniach populacyjnych bociana białego *Ciconia ciconia* (L.): przegląd badań. [W:] P. Indykiewicz (red.), Bocian biały *Ciconia ciconia* (L.) w województwie bydgoskim w latach 1994-1995. Wyd. TMBT, Bydgoszcz: 83-92.
- Indykiewicz P., 2006a: Kujawsko-pomorska populacja bociana białego *Ciconia ciconia* (L.). Wyd. LOGO, Bydgoszcz, 103 ss.
- Indykiewicz P., 2006b: Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* (L.) w województwie kujawsko-pomorskim w 2004 roku. Liczebność, rozmieszczenie, wybiórczość miejsc gnieźdzenia i sukces lęgowy. Flora i Fauna Pomorza i Kujaw. Monografia 3, 27 ss.
- Indykiewicz P., 2006c: Bocian biały w województwie kujawsko-pomorskim w roku 2004. [W:] R. Guziak, Z. Jakubiec (red.), Bocian biały *Ciconia ciconia* (L.) w Polsce w roku 2004. Wyniki VI Międzynarodowego Spisu Bociana Białego. Wyd. PTPP „pro Natura”, Wrocław: 53-73.
- Indykiewicz P., 2006d: Zmiany liczebność, sukcesu lęgowego i lokalizacji gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* w województwie kujawsko-pomorskim w latach 1974-2004. [W:] J.J. Nowakowski, P. Tryjanowski, P. Indykiewicz (red.), Ornitologia polska na progu XXI stulecia – dokonania i perspektywy. Olsztyn, 301-314.
- Jakubiec Z., 1978: Wstępne wyniki badań ankietowych nad rozmieszczeniem i liczebnością bociana białego, *Ciconia ciconia* (L.) w Polsce, w 1974 r. Prz. Zool., 22 (2): 180-183.
- Jakubiec Z., 1985a: Metodyka badań nad populacją bociana białego w ramach III Międzynarodowej Akcji Liczenia Bociana Białego. [W:] Z. Jakubiec (red.), Populacja bociana białego *Ciconia ciconia* L. w Polsce. cz. I. Liczebność i reprodukcja bociana białego, ustalone na podstawie kontroli terenowej i danych ankietowych. PWN, Warszawa-Kraków, 17-23.
- Jakubiec Z., 1985b: Liczebność i zagęszczenie bociana białego w Polsce w roku 1974. [W:] Z. Jakubiec (red.), Populacja bociana białego *Ciconia ciconia* L. w Polsce. cz. I. Liczebność i reprodukcja bociana białego, ustalone na

- podstawie kontroli terenowej i danych ankietowych. PWN, Warszawa-Kraków, 233-245.
- Jakubiec Z., 1985c: Próba ustalenia wiarygodności wyników ankiety na podstawie porównania z wynikami bezpośrednich kontroli terenowych. *Studia Naturae*, A, 28: 223-232.
- Kaźmierski J., 1969: Występowanie niektórych ptaków gniazdowych na terenie powiatu żnińskiego (Occurance of some breeding birds in the Żnin district). *Not. Orn.*, 10 (4): 61-70.
- Kujawa K., 1991: Przydatność metody ankietowej w badaniach populacyjnych nad bocianem białym (*Ciconia ciconia*). *Not. Orn.*, 32(1-2): 105-114.
- Lühe M., 1906: Über den Einzug der Störche in Ostpreussen. *Schrift. Physik.-ökonom. Ges.* (Königsberg), 47: 148-157.
- Lttschwager H., 1936: Die Verbreitung des Weissen Storches im Gebiet der Freien Stadt Danzig nach der Zhlung von 1934 und in der früheren Provinz Westpreussen nach der Zhlung von 1909. *Ber. Westpruss. Bot.-Zool. Ver.* (Danzig), 58: 71-89.
- Pax E., 1932: Strche im Netzekreise. *Kreisblatt f. d. Netzekreis*, 268.
- Profus P., 1985: Historia i zakres badań nad bocianem białym w Polsce. [W:] Z. Jakubiec (red.), *Populacja bociana białego Ciconia ciconia L. w Polsce. cz. I. Liczebność i reprodukcja bociana białego, ustalone na podstawie kontroli terenowej i danych ankietowych*. PWN, Warszawa-Kraków, 1985: 9-15.
- Profus P., 1994: Uwagi metodyczne o badaniach ilościowych bociana białego *Ciconia ciconia*. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 50(3): 15-33.
- Ptaszyk J., 1994: Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego (*Ciconia ciconia*) w Wielkopolsce w latach 1984-1985. [W:] J. Ptasiyk (red.), *Bocian biały (Ciconia ciconia) w Wielkopolsce*. *Prace Zakł. Biol. i Ekol. Ptaków UAM*, 3: 21-41.
- Ptaszyk J., Frster E., 1994: Występowanie bociana białego (*Ciconia ciconia*) w rejonie Strzałkowa, Powidza, Wilczyna i Ostrowite (woj. konińskie) w latach 1984-1989. [W:] J. Ptasiyk (red.), *Bocian biały (Ciconia ciconia) w Wielkopolsce*. *Prace Zakł. Biol. i Ekol. Ptaków UAM*, 3: 131-148.
- Tomiałojć L., 1990: *Ptaki Polski. Liczebność i rozmieszczenie*. PWN, Warszawa, 462 ss.
- Wuczyński A., 2005: The turnover of White Storks *Ciconia ciconia* on nests during spring migration. *Acta Ornithol.* 40: 83-95.

STRESZCZENIE

Dane o stanie populacji bociana białego w Tucholskim parku Krajobrazowym zgromadzono w latach 2006-2010 na podstawie bezpośrednich inspekcji terenowych. Na tej podstawie wielkość populacji bociana oszacowano na 26-32 pary lęgowe.

Bociany najczęściej umieszczały swoje gniazda na słupach energetycznych (71,9%), znacznie rzadziej na drzewach (12,5%) i dachach budynków (12,5%), a sporadycznie na kominach (3,1%). Liczba jaj składanych przez samice bociana w województwie kujawsko-pomorskim w roku 2004 wahała się od 1 do 6, a średnia wielkość lęgu równała się 2,95 jaja. W czasie wysiadywania jaj para bocianów traciła 7,8% jaj, co oznacza, że w przeciętnym gnieździe wykluwało się średnio 2,7 piskląt. Śmiertelność piskląt od momentu wyklucia się z jaja do czasu opuszczenia gniazda kształtowała się na poziomie 12,1%. Najczęściej para lęgowa odchowowała 2,4 pisklęta.

Słowa kluczowe: bocian biały *Ciconia ciconia*, sukces lęgowy, wybiórczość miejsc gnieźdzenia, Tucholski Park Krajobrazowy

CHANGES IN NUMBERS, BREEDING SUCCESS AND SELECTIVITY OF NESTING PLACES IN THE POPULATION OF THE WHITE STORK CICONIA CICONIA (L.) IN THE TUCHOLSKI LANDSCAPE PARK IN YEARS 2004-2010

SUMMARY

Changes in numbers, breeding success and selectivity of nesting places in the population of the White Stork Ciconia ciconia in the Tucholski Landscape Park in years 2004-2010. Data on the status of the White Stork population from the Tucholski Landscape Park were collected in 2006-2010 by direct field controls. Based on the obtained results, the size of the population of the White Stork was estimated at 26-32 breeding pairs. White Storks located their nests most often on energetic poles (71.9%), less frequently on trees (12.5%) and roofs of buildings (12.5%), and sporadically in chimneys (3.1%). The number of eggs laid by female White Storks in 2004 in the Tucholski Landscape Park varied from 1 to 6, and the mean size of brood was 2.95 eggs. During incubation a pair of White Storks lost 7.8% eggs, which means that on an average 2.7 chicks hatched in a nest. Chick mortality between hatching and fledging was at the level of 12.1%. Average a breeding pair raised 2,4 nestlings.

Key words: White stork, *Ciconia ciconia*, breeding success, nest-site selection, Tucholski Landscape Park

Piotr Indykiewicz, Jarosław Kuchciński

Katedra Zoologii, Wydział Hodowli i Biologii Zwierząt
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy w Bydgoszczy

**Alicja Kortas, Natalia Dziwak, Monika Florek, Katarzyna Kaczmarek,
Aleksandra Walda, Aleksandra Wiciak, Szymon Jusik**

ROZDZIAŁ X

MAKROBEZKRĘGOWCE BENTOSOWE WYBRANYCH RZEK TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

WPROWADZENIE

Najczulszymi metodami oceny jakości wody są metody biologiczne. Organizmy wodne potrafią wykrywać substancje i zjawiska niezauważalne lub pomijane przy stosowaniu innego rodzaju analiz. Jako bioindykatory środowiska wodnego mogą być wykorzystywane zarówno organizmy roślinne, jak i zwierzęce [Turoboyski 1979, Zimny 2006]. Celem niniejszego opracowania była ocena stanu ekologicznego rzek: Czerskiej Strugi, Bielskiej Strugi oraz Stążki na podstawie występujących w nich makrobezkręgowców. Przeprowadzone prace dostarczyły ponadto wielu cennych informacji na temat niezbadanej dotychczas na tym terenie fauny wodnej.

CHARAKTERYSTKA TUCHOLSKIEGO PARKU

Tucholski Park Krajobrazowy (TPK) został powołany w 1985 roku i obejmuje swymi granicami południowo-wschodnią część zwartego kompleksu Borów Tucholskich. Jego powierzchnia wynosi 36 983 ha, a otuliny 15 946 ha. Główną oś wodną Parku stanowią rzeki Brda i Czerska Struga. Do ważnych pod względem ekologicznym cieków rozpatrywanego terenu zaliczyć możemy również Stążkę oraz Bielską Strugę (Tab. 1). Na obszarze TPK występuje także 56 jezior o powierzchni powyżej 1 ha, które zajmują łącznie 1 461,1 ha, co stanowi 2,76% powierzchni całego terenu. Większość z nich to małe jeziora wytopiskowe powstałe wskutek stopienia brył martwego lodu [www.tuchpark.tuchola.pl/].

OCENA STANU EKOLOGICZNEGO RZEK METODĄ MULTI-HABITAT SAMPLING

Oceny stanu rzek dokonano na podstawie składu gatunkowego i liczebności makrobezkręgowców bentosowych. Badaniami objęto trzy rzeki

Tab. 1. Podstawowe informacje na temat analizowanych cieków

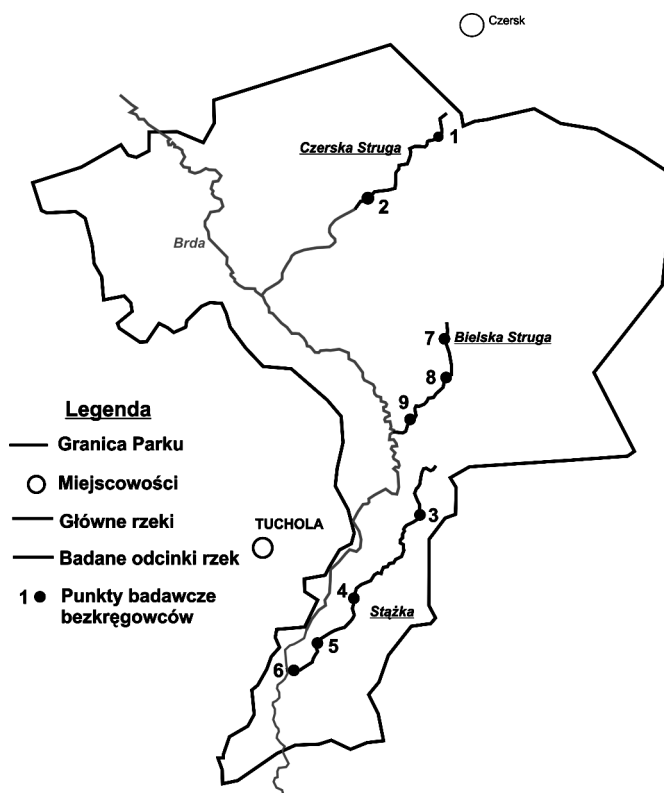
Nazwa rzeki	Długość [km]	Powierzchnia zlewni [km ²]	Krótką charakterystyka
Czerska Struga	31	161	Lewy dopływ Brdy, charakteryzuje się rozszerzeniami wypełnionymi torfem, ciekawy szlak kajakowy, spławny na odcinku dwudziestu kilku kilometrów, którego nietuzinkową atrakcją jest akwedukt – skrzyżowanie Czerskiej Strugi z Wielkim Kanałem Brdy.
Bielska Struga	22	156	Lewy dopływ Brdy, malowniczy szlak kajakowy ale mało popularnym ze względu na swoją uciążliwość i trud, jaki trzeba włożyć w jej przepłynięcie.
Stążka	21	111	Mała, płytka, czysta struga w rozlewiskach której można znaleźć roślinność torfowiskową oraz gatunki reliktowe, chronione i rzadkie. Ze względu na bogatą florę Stążki zostały utworzone rezerваты: „Bagna nad Stążką” i „Źródła rzeki Stążki”.

Tab. 2. Liczba prób bezkręgowców pobranych w badanych rzekach

Rzeka	Data badania	Liczba stanowisk
Czerska Struga	19.08.2009	2
Bielska Struga	20.08.2009	2
Stążka	20.08.2009	4

zlokalizowane na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego (TPK): Bielska Struga, Czerska Struga oraz Stążka (Tab. 2, Ryc. 1). Ogółem przebadano 8 stanowisk, każde o długości 50 m.

Badania terenowe wykonano w oparciu o metodykę MHS – *Multi-Habitat Sampling* [Bis 2006a]. Na wybranych odcinkach rzek przeprowadzano pobór 10 próbek cząstkowych, składających się na jedną próbę główną. Wykonywano go za pomocą sita do analizy granulometrycznej o średnicy 30 cm i rozmiarze oczek 0,25x0,25 mm. Ogółem na każdym stanowisku pobierano próbę z dna o powierzchni 0,7065 m². Próbkę cząstkową pobierano z zachowaniem zasady proporcjonalnego udziału w próbce siedlisk zajmujących powyżej 5% pokrycia dna [Bis 2007]. Ponadto pobierano je wyłącznie z substratów dna stanowiących nie mniej niż 5% pokrycia dna koryta rzecznego. Podczas poboru próbek sito zawsze było usytuowane frontalnie do kierunku przepływu wody. Pobór polegał na przesuwaniu sitem granulometrycznym po wierzchniej warstwie sedymentu dennego. W zależności od typu materiału dna naruszano sitem warstwę substratu odpowiednio do jego uziarnienia:



Ryc. 1. Lokalizacja punktów badawczych na obszarze Tucholskiego Parku Krajobrazowego

tzn. substrat drobnoziarnisty do głębokości 5-10 cm (np. psammal, pelal), średnioziarnisty do głębokości 10-15 cm (np. akal, mikrolital) i gruboziarnisty do głębokości 15-20 cm (np. korzenie roślinności nadbrzeżnej).

Zebrany materiał biologiczny zakonserwowano w terenie w 75% alkoholu etylowym. Następnie w okresie od września 2009 do lutego 2010 był on sortowany [Bis 2006b] i identyfikowany z użyciem mikroskopów stereoskopowych oraz specjalistycznych kluczy [m.in. Piechocki 1979, Wróblewski 1980, Kasprzak 1981, Wallace 1990, Studemann i in. 1992, Piechocki i Dyduch-Falniowska 1993, Kołodziejczyk i Koperski 2000, Rybak 2001] w Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

Stan ekologiczny przebadanych rzek określono na podstawie dwóch kryteriów: wartości indeksu BMWP-PL, będącą sumą punktów przypisanych do poszczególnych rodzin bezkręgowców oraz wartości indeksu bioróżno-

rodności (d), obliczaną ze zmodyfikowanego wzoru Margalefa [Kownacki i Soszka 2004, Klimaszyk i Trawiński 2007]:

$$d = s / \log N \quad [1]$$

gdzie:

d – wskaźnik bioróżnorodności,

s – liczba rodzin występujących na stanowisku (również te nie ujęte w indeksie BMWP-PL),

N – całkowite średnie zagęszczenie fauny na stanowisku w przeliczeniu na powierzchnię 1 m².

Dla każdego stanowiska i poszczególnych rodzin makrobezkręgowców zostały obliczone ponadto wskaźniki różnorodności biologicznej przedstawione w tabeli 3.

Tab. 3. Wskaźniki różnorodności biologicznej

Nazwa wskaźnika	Skrót	Wzór		Literatura
Liczba taksonów	N	-	-	-
Zagęszczenie taksonów	Ag	$Ag = \frac{N}{7065cm^2}$	Gdzie: N – liczba taksonów p _i – udział i-tego taksonu w próbie H' – wskaźnik Shannona-Wienera	-
Wskaźnik ogólnej różnorodności taksonomicznej (Shannona-Wienera)	H'	$H' = -\sum_{i=1}^N (p_i \cdot \log_2 p_i)$		Shannon i Weaver 1949
Wskaźnik równomierności	J	$J = \frac{H'}{\log_2 N}$		Pielou 1966
Wskaźnik bogactwa taksonomicznego (Simpsona)	D	$D = 1 - \sum_{i=1}^N p_i^2$		Simpson 1949

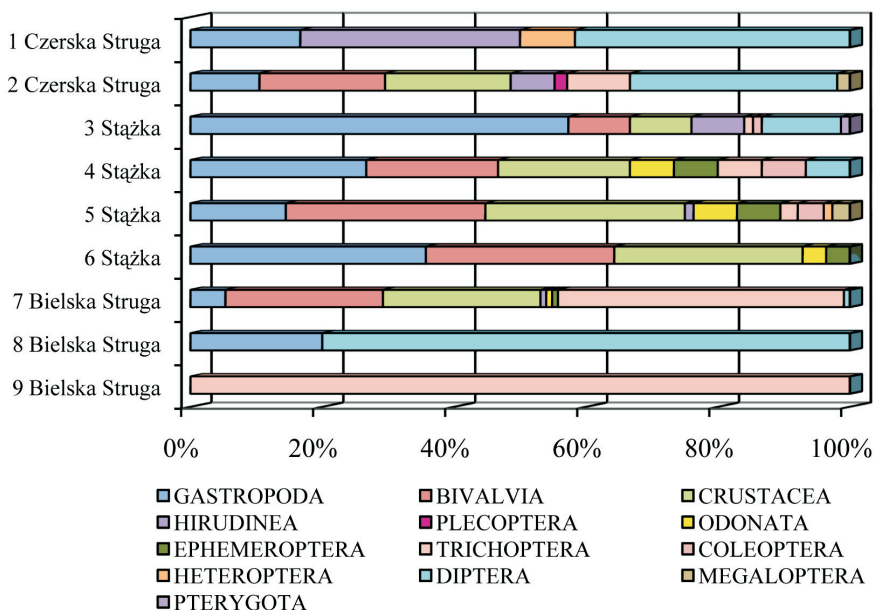
MAKROBEZKRĘGOWCE RZEK TUCHOLSKIEGO PARKU KRAJOBRAZOWEGO

W badanych rzekach stwierdzono występowanie 46 rodzin makrobezkręgowców wodnych, reprezentujących 14 wyższych jednostek taksonomicznych (rzędów i gromad). Liczebność poszczególnych rodzin na stanowiskach badawczych była bardzo zróżnicowana, od dwóch w przypadku Bielskiej Strugi stanowiska 9, do 16 w przypadku Czerskiej Strugi stanowiska 2 i Bielskiej Strugi stanowiska 7. Największą całkowitą liczebność

Tab. 4. Liczebność różnych rodzin bezkręgowców na stanowiskach badawczych

Nr stanowiska	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nazwa stanowiska	Czerska Struga	Czerska Struga	Stażka	Stażka	Stażka	Stażka	Bielska Struga	Bielska Struga	Bielska Struga
Porifera (gąbki)									
<i>Porifera</i>	1								
Gastropoda (ślimaki)									
<i>Bithyniidae</i>		11	22		1	2	1		
<i>Hydrobiidae</i>					5	2			
<i>Lymnaeidae</i>			8		3	1		1	
<i>Neritidae</i>						1			
<i>Physidae</i>	2				2				
<i>Planorbidae</i>			13	4			1		
<i>Valvatidae</i>						1			
<i>Viviparidae</i>						3	4		
Bivalvia (małże)									
<i>Dressenidae</i>							6		
<i>Sphaeriidae</i>		20	7	2	23	8	21		
<i>Unionidae</i>				1					
Crustacea (skorupiaki)									
<i>Asellidae</i>		10		3	6		5		
<i>Gammaridae</i>	27	20		5	30	40			
Hirudinea (pijawki)									
<i>Erpobdellidae</i>	3								
<i>Glossiphoniidae</i>	1		2				1		
<i>Hirudinidae</i>		4	3						
<i>Piscicolidae</i>		3	1		1				
Plecoptera (widelnice)									
<i>Plecoptera</i>		2							
Odonata (ważki)									
<i>Platycnemidae</i>				1	5	1	1		
Ephemeroptera (jętki)									
<i>Baetidae</i>				1			6	1	
<i>Heptageniidae</i>				4					
<i>Leptophlebiidae</i>				12					
<i>Ephemerellidae</i>				11	19	14			
Trichoptera (chrzączki)									
<i>Polycentropodidae</i>			1						
<i>Molannidae</i>		1			1		1		
<i>Hydropsychidae</i>		5		1			33		2
<i>Limnephilidae</i>							3		
<i>Lepidostomatidae</i>							10		1
<i>Odontoceridae</i>		2							
<i>Psychomyidae</i>							1		
<i>Phryganeidae</i>		2			1		1		

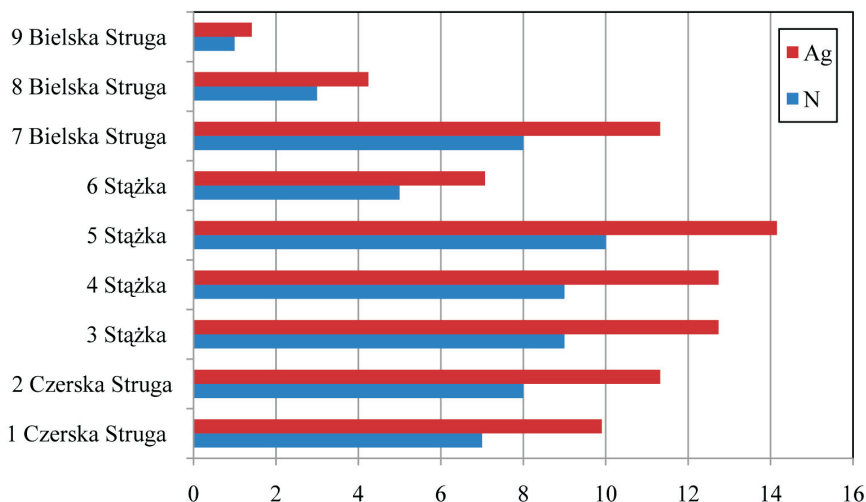
Nr stanowiska	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nazwa stanowiska	Czerska Struga	Czerska Struga	Stążka	Stążka	Stążka	Stążka	Bielska Struga	Bielska Struga	Bielska Struga
<i>Coleoptera</i> (chrząszcze)									
<i>Gyrinidae</i>			1		3				
<i>Hydrophilidae</i>	3								
<i>Heteroptera</i> (pluskwiaki różnoskrzydłe)									
<i>Naucoridae</i>				2					
<i>Aphelocheiridae</i>					1				
<i>Corixidae</i>			1						
<i>Nepidae</i>	1			3					
<i>Diptera</i> (muchówki)									
<i>Chaoborus</i>							1		
<i>Thaumaleidae</i>	4	29	9					4	
<i>Tabanidae</i>		2							
<i>Chironomidae</i>		1							
<i>Ptychopteridae</i>				1					
<i>Limoniidae</i>	1	1							
<i>Megaloptera</i> (wieloskrzydłe)									
<i>Megaloptera</i>		2			2				
<i>Arachnida</i> (pajęczaki)									
<i>Atracises sp.</i>			1						



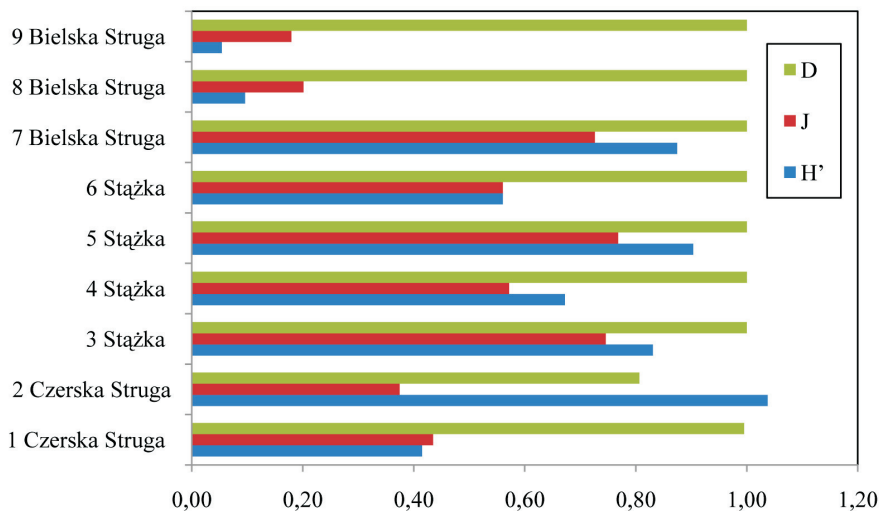
Ryc. 2. Udział poszczególnych rodzin bezkręgowców na badanych stanowiskach

bezkręgowców zanotowano w Czerskiej Strudze na stanowisku 2 (115 osobników) oraz w Stążce na stanowisku 1 (103 osobniki), najmniejszą natomiast w rzece Bielskiej Strudze na stanowiskach 8 i 9 (odpowiednio 6 oraz 3 osobniki). Średnio na stanowisku badawczym obserwowano 11 rodzin oraz 62 osobniki (Tab. 4). Procentowy udział najliczniejszych rodzin bezkręgowców na badanych stanowiskach zaprezentowano na rycinie 2. Największa różnorodność rodzin makrobezkręgowców stwierdzono w rzece Stążce (stanowisko 5). W prawie każdej próbie z wyjątkiem Bielskiej Strugi 9 występowały ślimaki (*Gastropoda*), które stanowiły najliczniejszą grupę. Wspomniane powyżej stanowisko, zlokalizowane na Bielskiej Strudze odróżniało się od pozostałych obecnością wyłącznie chruścików (*Trichoptera*). Zwracał także uwagę bardzo duży udział ślimaków (*Gastropoda*) oraz małży (*Bivalvia*) w rzece Stążce, która jako rzeka typu organicznego, charakteryzuje się bardzo powolnym przepływem i znaczną miąższością sedymentów w korycie.

Wyniki analizy wskaźników różnorodności biologicznej potwierdzają, że Stążka jest rzeką o największym zróżnicowaniu faunistycznym (Ryc. 3 i 4). Liczba rodzin (N) oraz ich zagęszczenie (Ag) na stanowisku piątym przyjmują najwyższe wartości. Wskaźnik równomierności (J), wyrażający stosunek rzeczywistej różnorodności do różnorodności maksymalnej najlepiej wypadł na Bielskiej Strudze.

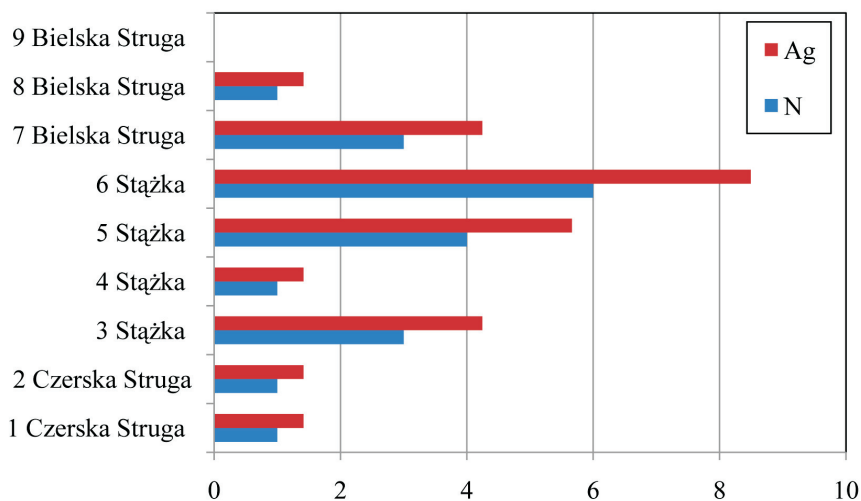


Ryc. 3. Liczba rodzin bezkręgowców (N) oraz ich zagęszczenie ($Ag=N/m^2$) na badanych stanowiskach



Ryc. 4. Wartości wskaźników różnorodności biologicznej (D – Simpsona, J – równomierności oraz H' – wskaźnika Shannona-Wienera) na badanych stanowiskach

Najliczniejszą grupą makrobezkręgowców wodnych na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego okazały się ślimaki (*Gastropoda*). Analizując tą grupę pod względem liczby rodzin i zagęszczenia zauważa się, że największą bioróżnorodnością charakteryzuje się Stążka na stanowisku 6 (Ryc. 5).



Ryc. 5. Liczba rodzin ślimaków (N) oraz ich zagęszczenie (Ag) na badanych stanowiskach

Na podstawie wyników terenowych badań bezkręgowców obliczono dwa wskaźniki stanu ekologicznego wód: BMWP-PL oraz indeks bioróżnorodności (Tab. 5). Na ich podstawie dokonano klasyfikacji rzek. Obliczone wskaźniki najniższe wartości przyjmują z rzece Bielskiej Strudze, na stanowiskach 8 i 9, najwyższe natomiast w rzece Stążce, na stanowiskach 2 i 3.

Badania przeprowadzone w rzekach Czerska Struga, Bielska Struga i Stążką wskazują na dość duże zróżnicowanie stanu ekologicznego. Stążkę i Czerską Strugę możemy zaklasyfikować do drugiej i trzeciej klasy jakości biorąc pod uwagę wskaźnik BMWP-PL, w zależności od badanego odcinka (przedział BMWP-PL dla II klasy od 70 do 99, dla III klasy od 40 do 69). Indeks bioróżnorodności wskazuje na I i II klasę jakości. Zgodnie z zaleceniami, jeśli klasy wskazane przez indeksy różnią się, to jako ostateczną przyjmuje się klasę niższą. Zatem klasę rzek Stążki i Czerskiej Strugi określamy jako II i III w zależności od stanowiska pomiarowego. Natomiast Bielską Strugę zaliczono do czwartej klasy według wskaźnika BMWP-PL (przedział od 10 do 39) oraz II i III klasy wg indeksu bioróżnorodności. Ostatecznie rzeka należy do IV klasy stanu ekologicznego.

Tab. 5. Wartości wskaźnika BMWP-PL oraz indeksu bioróżnorodności w badanych rzekach

Nr stanowiska	Stanowisko	BMWP-PL	Indeks bioróżnorodności (d)
1	Czerska Struga	41	4,65
2	Czerska Struga	77	6,09
3	Stążka 1	55	5,70
4	Stążka 2	73	7,24
5	Stążka 3	71	6,20
6	Stążka 4	54	5,61
7	Bielska Struga	75	3,48
8	Bielska Struga	19	3,43
9	Bielska Struga	15	5,23

Zastosowanie indeksów bioróżnorodności do oceny stanu ekologicznego rzek jest ograniczone z powodu występowania różnic w ich wartościach, które mogą być wynikiem zastosowanego wzoru, metody poboru prób, zakresu identyfikacji organizmów, a także lokalizacji stanowisk badań i natury podłoża rzek. Mała bioróżnorodność biocenozy może być wywołana działaniem czynników innych niż zanieczyszczenie, na przykład naturalnymi warunkami

fizycznymi panującymi w rzece [Hughes 1978]. Struktura zespołu jest bowiem ściśle powiązana z przestrzennym zróżnicowaniem biotopu. Im większa różnorodność mikrosiedlisk tym bogatszy zespół, który je zamieszkuje [Beisel i in. 1998]. Nie zawsze wartości indeksu są wobec tego skorelowane ze stopniem degradacji ekologicznej środowiska, gdyż w ekosystemie o naturalnie mało zróżnicowanym biotopie są one z reguły niższe.

Stan ekologiczny rzek oceniany z użyciem metod opartych na bezkręgowcach wodnych koresponduje przede wszystkim z parametrami wpływającymi na stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, takimi jak: BZT₅, ogólny węgiel organiczny oraz parametry hydromorfologiczne wpływające na mieszanie się wody [Buffagni i in. 2004, Chessman i in. 2006].

PODSUMOWANIE

Makrobezkręgowce bentosowe są powszechnie wykorzystywane w ocenie jakości wód. Jest to uwarunkowane ich wysoką liczebnością i względnie łatwym sposobem poboru prób bentosu. Morfologiczna identyfikacja, przynajmniej do rangi rodziny lub rodzaju, jest także stosunkowo prosta. Długi cykl życiowy jest natomiast wystarczający aby zarejestrować stan środowiska wodnego i zachodzące w nim zmiany, a względnie osiadły tryb życia odzwierciedla lokalne warunki panujące w środowisku. Ponadto, makrobezkręgowce stanowią zbiór reprezentantów wielu rzędów bezkręgowców o zróżnicowanej wrażliwości na zanieczyszczenie i reagujących szybko na działanie czynników stresowych, co pozwala uchwycić specyficzne zmiany warunków środowiska wodnego.

LITERATURA

- Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Thomas S., Moreteau J.C. 1998: Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389, 73-88.
- Bis B. 2006a: Metodyka poboru prób zespołów fauny dennej w małych i średniej wielkości rzekach dla celów monitoringu ekologicznego zgodnego z założeniami RDW, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.
- Bis B. 2006b: Metodyka standardowych procedur laboratoryjnych dla prób makrobezkręgowców wodnych dla celów monitoringu ekologicznego zgodnego z założeniami RDW. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

- Bis B. 2007: Metodyka reprezentatywnego poboru prób siedliskowych (MHS) zespołów fauny dennej z różnych typów wód oraz standardowych procedur laboratoryjnych dla celów monitoringu ekologicznego rzek zgodnego z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Opracowanie na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Maszynopis.
- Buffagni A., Erba S., Cazzola M., Kemp J.L. 2004: The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.
- Chessman B.C., Thurtell L.A., Royal M.J.: 2006: Bioassessment in a harsh environment: a comparison of macroinvertebrate assemblages at reference and assessment sites in an Australian Inland River System. *Envir. Monit. and Assessm.*, 119: 303-330.
- Hughes B.D., 1978: The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams. *Water Research*, 12: 359-364.
- Kasprzak K. 1981: Skąposzczety wodne I. Klucze do oznaczania bezkręgowców Polski Tom 4. PWN, Warszawa.
- Klimaszyk P., Trawiński A. 2007: Ocena stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców bentosowych. Indeks BMWP-PL, Poznań, Maszynopis.
- Kołodziejczyk A., Koperski P. 2000: Bezkręgowce słodkowodne Polski. Klucz do oznaczania oraz podstawy biologii i ekologii makrofauny. Wyd. UW, Warszawa.
- Kownacki A., Soszka H. 2004: Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz do pobierania prób makrobezkręgowców w jeziorach. Warszawa.
- Piechocki A. 1979: Mięczaki (*Mollusca*), ślimaki (*Gastropoda*). Fauna słodkowodna Polski, z.7., PWN, Warszawa-Poznań.
- Piechocki A., Dyduch-Falniowska A. 1993: Mięczaki (*Mollusca*), małże (*Bivalvia*). Fauna słodkowodna Polski, z. 7 A., Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Pielou E.C. 1966: The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Rybak J.I. 2001: Przewodnik do rozpoznawania niektórych bezkręgowych zwierząt słodkowodnych. PWN, Warszawa.
- Shannon C., Weaver W. 1949: The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson E.H. 1949: Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Studemann D., Landolt P., Sartori M., Hefti I., Tomka I. 1992: Ephemeroptera. *Insecta Helvetica* 9, Fribourg.

- Turoboyski L. 1979: Hydrobiologia techniczna, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Wallace I.D., Wallace B., Philipson G.N. 1990: Keys to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Freshwat. Biol. Assoc., 1-259.
- Wróblewski A. 1980: Pluskwiaki. Heteroptera. Fauna słodkowodna Polski, PWN, Warszawa-Poznań.
- www.tuchpark.tuchola.pl/ Oficjalna strona internetowa Tucholskiego Parku Krajobrazowego. Data dostępu 10.07.2010.
- Zimny H. 2006: Ekologiczna ocena stanu środowiska: bioindykacja i biomonitoring. Wyd: Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzczak, Warszawa.

STRESZCZENIE

Celem opracowania była ocena stanu ekologicznego wymienionych cieków na podstawie występujących w nich makrobezkręgowców bentosowych. W sierpniu 2009 roku członkowie Koła Naukowego Ochrony Środowiska podczas obozu naukowego na terenie Tucholskiego Parku Krajobrazowego przeprowadzili badania na trzech rzekach: Czerskiej Strudze, Bielskiej Strudze oraz Stążce. Makrobezkręgowce bentosowe zostały pobrane łącznie z 8 stanowisk (Czerska Struga – dwie próby, Bielska Struga – dwie próby i Stążka cztery próby). Wybór punktów badawczych pokierowany był optymalnymi warunkami występowania organizmów wodnych. Zebrany materiał biologiczny identyfikowano z pomocą mikroskopów stereoskopowych oraz specjalistycznych kluczy. Badania przeprowadzone w rzekach Czerska Struga, Bielska Struga i Stążką wskazują na dość duże różnice stanu ekologicznego. Stążkę i Czerską Strugę możemy zaklasyfikować do drugiej i trzeciej klasy jakości biorąc pod uwagę wskaźnik BMWP-PL – w zależności od badanego odcinka (przedział BMWP-PL dla II klasy od 70 do 99, dla III klasy od 40 do 69). Indeks bioróżnorodności wskazuje na I i II klasę jakości. Natomiast Bielską Strugę do czwartej klasy według BMWP-PL (przedział od 10 do 39) oraz II i III klasy wg indeksu bioróżnorodności. Największa bioróżnorodność obserwujemy w Stążce. Działania ochronne powinny być ukierunkowane na poprawę stanu ekologicznego, zwłaszcza Bielskiej Strugi. Należałoby ustalić przyczynę takiego stanu rzeczy oraz zaproponować działania renaturyzacyjne i rewitalizacyjne. Rewitalizacja rzeki ma na celu zwiększenie bioróżnorodności oraz poprawę czystości rzeki.

Słowa kluczowe: stan ekologiczny, makrobezkręgowce bentosowe, wskaźnik BMWP-PL, indeks bioróżnorodności

BENTHIC MACROINVERTEBRATES FROM SELECTED RIVERS OF TUCHOLSKI LANDSCAPE PARK

SUMMARY

The aim of the study was evaluation the ecological conditions in mentioned rivers based on appearance benthic macroinvertebrates. In August 2009 members of Student Environmental Research Group during the research camp in the Tucholski Landscape Park conducted research on three rivers: Czerska Struga, Bielska Struga and Stążka. Benthic macroinvertebrates was taken from eight sites (Czerska Struga – two sites, Bielska Struga – two sites and Stążka four sites). The choice of placing researched points was made depending on optimal conditions to living for water organisms. Collected biological material was identified with help of stereoscopic microscopes and specialistic guides. The study shown quite big differences in ecological conditions of Czerska Struga, Bielska Struga and Stążka. Rivers Stążka and Czerską Struga were classified to second and third class of ecological state considered index BMWP-PL – depending on researched line (range of BMWP-PL for II class from 70 to 99, for III class from 40 to 69). Biodiversity index pointed to I and II quality class. However, Bielska Struga was classified to fourth according BMWP-PL (range of BMWP-PL from 10 to 39) and II and III class according biodiversity index. The biggest biodiversity were observed in Stążka River. Protecting actions should be direct on improvement ecological conditions of studied rivers, particularly in Bielska Struga. It would be necessary to determine the cause of current state and propose renaturization and revitalization actions. The point of river renaturization is to increase the level of biodiversity and improve river quality.

Key words: *ecological status, benthic macroinvertebrates, the index BMWP-PL, biodiversity index*

Alicja Kortas, Natalia Dziwak, Monika Florek, Katarzyna Kaczmarek, Aleksandra Walda, Aleksandra Wiciak

**Koło Naukowe Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Szymon Jusik**

**Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy
w Poznaniu**



ISBN 978-83-924457-7-7