

Polska Akademia Nauk
Instytut Ochrony Przyrody

STUDIA NATURAE 52



**WPŁYW REGULACJI KORYTA ODRY
NA AKUMULACJĘ OSADÓW ZANIECZYSZCZONYCH
METALAMI CIĘŻKIMI:
ZRÓŻNICOWANIE, ZMIANY W CZASIE,
ZAGROŻENIE ŚRODOWISKOWE**

**ACCUMULATION OF SEDIMENT-ASSOCIATED HEAVY METALS WITHIN
CHANNELIZED REACH OF THE ODRA RIVER: SPATIAL DISTRIBUTION,
CHANGES IN TIME, POTENTIAL ENVIRONMENTAL HAZARD**

DARIUSZ CISZEWSKI



STUDIA NATURAE 52

STUDIA NATURAE jest seryjnym wydawnictwem Instytutu Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk w Krakowie, ukazującym się od 1967 roku. Jego celem jest publikowanie oryginalnych prac, których problematyka wiąże się z ekologicznymi podstawami ochrony przyrody, stanem zagrożenia świata roślin, zwierząt i przyrody nieożywionej oraz możliwością ich aktualnego zabezpieczenia, zwłaszcza w formie ochrony rezerwatowej; zamieszczane są również prace stanowiące dokumentację istniejących i proponowanych przedmiotów ochrony. Każdy zeszyt *Studia Naturae* poświęcony jest jednemu problemowi i zawiera jedną lub kilka prac; często są to wyniki badań zespołowych. Dawniej pismo składało się z dwóch serii: seria A zawierała prace naukowe, seria B – prace popularnonaukowe. W 1993 roku zrezygnowano wydawania serii B. Pismo kontynuuje linię programową serii A, zachowując jej numerację. Prace wydawane są w języku polskim ze streszczeniem w języku angielskim lub w języku angielskim ze streszczeniem polskim.

STUDIA NATURAE is the serial publication of the Institute of Nature Conservation of the Polish Academy of Sciences in Kraków, coming out since 1967. Its main purpose is the dissemination of original papers dealing mainly with ecological foundations of nature conservation, analysis of threats to flora, fauna and inanimate nature, and of the state of their conservation. There are also published documentation works on the existing and proposed objects of protection in Poland. Each fascicle of *Studia Naturae* deals with one problem and it includes one, or several papers, which often describes results of team-research. Formerly the publication had two series: series A handled scientific papers, while series B, popular-scientific ones. In 1993 editing of series B was stopped. The publication has kept the character of series A and its numeration. Papers are published in Polish with English summary, or in English with Polish summary.

Polska Akademia Nauk
Instytut Ochrony Przyrody

STUDIA NATURAE 52

**WPLYW REGULACJI KORYTA ODRY
NA AKUMULACJĘ OSADÓW ZANIECZYSZCZONYCH
METALAMI CIĘŻKIMI:
ZRÓŻNICOWANIE, ZMIANY W CZASIE,
ZAGROŻENIE ŚRODOWISKOWE**

**ACCUMULATION OF SEDIMENT-ASSOCIATED HEAVY METALS WITHIN
CHANNELIZED REACH OF THE ODRA RIVER: SPATIAL DISTRIBUTION,
CHANGES IN TIME, POTENTIAL ENVIRONMENTAL HAZARD**

DARIUSZ CISZEWSKI



Kraków 2006

<http://rcin.org.pl>

Redaktor naczelny – Editor in Chief
Henryk OKARMA

Zespół redakcyjny – Associate editors
Małgorzata GONERA, Agata SKOCZYLAS (sekretarz – secretary)

Rada Redakcyjna – Editorial Board

Zygmunt DENISIUK – Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków
Barbara KAWECKA – Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków
Adam ŁOMNICKI – Instytut Biologii Środowiskowej UJ, Kraków
Tadeusz NIEDŹWIEDŹ – Wydział Nauk o Ziemi UŚ, Sosnowiec
Elżbieta PANCER-KOTEJOWA – Wydział Leśny AR, Kraków
Stefan SKIBA – Instytut Geografii UJ, Kraków

Opracowanie recenzowała
Doc. dr hab. Izabela BOJAKOWSKA

Adres Redakcji: al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, tel. 634-48-65 w. 149
e-mail: chronmy@iop.krakow.pl

Copyright by Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków 2006

ISSN 0081-6760

Druk:
Drukarnia Vacat
ul. Petrażyckiego 13, 30-399 Kraków

nakład 200 egz.

SPIS TREŚCI

Abstrakt	5
1. Wstęp	7
1. 1. Wprowadzenie i cel pracy	7
1. 2. Zarys problemu badań	9
2. Teren badań	17
2. 1. Fizjografia doliny Odry	17
2. 2. Charakterystyka rzeki Odry	17
2. 3. Historia regulacji koryta Odry	19
2. 4. Historia rozwoju zakładów przemysłowych jako potencjalnych źródeł zanieczyszczenia wód Odry	22
2. 5. Metale ciężkie w aluwiach Odry	27
3. Zakres i metodyka badań	33
3. 1. Prace terenowe	33
3. 2. Prace laboratoryjne	35
4. Zróżnicowanie zanieczyszczenia XIX i XX-wiecznych aluwiów Odry	39
4. 1. Krzyżanowice	39
4. 2. Grzegorzowice	45
4. 3. Koźle	50
4. 4. Krapkowice	57
4. 5. Oława i Jelcz	65
4. 6. Trestno	79
4. 7. Uraz	86
4. 8. Ścinawa	91
4. 9. Bytom Odrzański i Nowa Sól	97
4.10. Słubice	105
4.11. Gozdowice	110
4.12. Reprezentatywność profili	116
5. Wpływ regulacji koryta Odry na akumulację osadów zanieczyszczonych w jej dolinie	123
6. Odzwierciedlenie zmian zanieczyszczenia Odry metalami ciężkimi w jej aluwiach	133
7. Ocena mobilności i migracji metali ciężkich w aluwiach Odry	143
8. Ocena potencjalnego zagrożenia wód Odry wynikającego z zanieczyszczenia osadów pozakorytowych metalami ciężkimi	155
9. Wnioski	159
Summary	161
Piśmiennictwo	163

CONTENTS

Abstract	6
1. Introduction	7
1. 1. Introduction and objective.....	7
1. 2. Outline of the subject investigated.....	9
2. Background to the study area	17
2. 1. Physiography of the Odra River valley	17
2. 2. Characterization of the Odra River	17
2. 3. History of the Odra River channelization	19
2. 4. History of industrial plants being potential sources of pollution of the Odra River	22
2. 5. Heavy metals in sediments of the Odra River.....	27
3. Materials and methods	33
3. 1. Field works.....	33
3. 2. Analytical methods.....	35
4. Pollution of 19th and 20th century Odra River sediments at sampling sites	39
4. 1. Krzyżanowice.....	39
4. 2. Grzegorzowice	45
4. 3. Koźle	50
4. 4. Krapkowice	57
4. 5. Oława i Jelez	65
4. 6. Trestno	79
4. 7. Uraz	86
4. 8. Ścinawa	91
4. 9. Bytom Odrzański i Nowa Sól.....	97
4.10. Słubice	105
4.11. Gozdowice.....	110
4.12. Representativeness of profiles	116
5. Influence of the Odra River channelization on storage of heavy metal polluted sediments in its valley	123
6. Changes of the Odra River pollution as reflected in its alluvium	133
7. Estimation of mobility and migration of heavy metals in Odra River sediments	143
8. Estimation of environmental hazard caused by mobility of heavy metals in Odra River overbank sediments	155
9. Conclusions	159
Summary	161
References	163

Abstrakt: Podejmowane często w ostatnich latach badania basenów międzyostrogowych koncentrują się na ich roli w krótkookresowym zatrzymywaniu zanieczyszczeń w korycie rzeki. Prezentowane badania rzeki Odry skupiają się na znaczeniu długookresowej akumulacji osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi w basenach międzyostrogowych funkcjonujących przez ponad 150 lat. Budowa ostróg wzdłuż rzeki Odry poprzedziła szybki rozwój przemysłowienia w największych okręgach wydobywania węgla w Polsce i w Czechach, którego skutkiem było systematyczne zanieczyszczenie rzeki. W XX wieku także eksploatacja rud miedzi i szybki rozwój miast miały znaczący udział w zanieczyszczeniu rzeki. Odra była kilkakrotnie regulowana od połowy XVIII wieku. W XIX i w XX wieku koryto rzeki zostało zwężone za pomocą ostróg przeciętnie 2-3-krotnie. Na przełomie XIX i XX wieku częściowo zapełnione baseny międzyostrogowe zostały rozcięte przez nową linię brzegową systemem ostróg, a część z tych basenów została włączona w równinę zalewową. W konsekwencji, osady zanieczyszczone metalami ciężkimi występują w trzech odróżniających się od siebie jednostkach geomorfologicznych. W pierwszej, najbardziej oddalonej od koryta, zanieczyszczone osady miąższości dochodzącej do 0,5 m pokrywają niezanieczyszczone żwiry i piaski gruboziarniste XVIII wiecznych łach przybrzeżnych. W drugiej strefie, sąsiadującej z brzegami rzeki, osady akumulowane w basenach międzyostrogowych od połowy XIX wieku mają miąższość dochodzącą do 3 m i zawierają okruchy węgla i koncentracje metali przekraczające nawet o dwa rzędy wielkości tło geochemiczne. W trzeciej strefie, obejmującej baseny międzyostrogowe we współczesnym korycie, miąższość zanieczyszczonych osadów przeważnie nie przekracza 1 m w basenach niewielkich rozmiarów i jest znacznie większa, nawet ponad 2 m, w dużych basenach jak na przykład koło Oławy. Miąższość osadów w tych strefach zmniejsza się z biegiem rzeki wraz ze zmniejszaniem się wielkości wcięcia koryta obserwowanej w ciągu ostatnich 150 lat. Porównanie pomiędzy zróżnicowaniem koncentracji metali w profilach pionowych osadów i historią zanieczyszczenia rzeki sugeruje występowanie postdepozycyjnej migracji metali w wyniku wahań zwierciadła wody. Przeprowadzone badania sugerują także, że wymywanie metali z osadów ma wpływ na podniesioną zawartość tych pierwiastków obserwowaną w wodzie i zawiesinie Odry. Wydaje się, że duża ilość osadów zgromadzonych w basenach międzyostrogowych, mimo ich generalnie umiarkowanego zanieczyszczenia, wymaga stałej kontroli i utrzymywania istniejącej zabudowy inżynierskiej brzegów.

Słowa kluczowe: osady rzeczne, zanieczyszczenie, regulacja rzek, metale ciężkie, migracja metali

Abstract: Recent research of groyne fields has focused on their role as short-term repositories for fine sediment particles bearing nutrients and contaminants within a river channel. This investigation of the Odra River in western Poland explores the importance of long-term storage of contaminants in groyne fields, functioning over 150 years. Construction of groynes along Odra River banks preceded rapid development of heavy industrialization in the largest coal mine districts in Poland and the Czech Republic in the Upper Odra, which resulted in persistent riverine pollution. In 20th century, copper mining in the Middle Odra and municipal sewages also contributed to water pollution. The Odra River was channelized repeatedly from the first half of the 18th century. In 19th and 20th centuries the river channel was narrowed by means of groynes by 2-3 times on average. At the break of the 19th and 20th centuries partially filled groyne fields were dissected by a new bank line with system of groynes, and parts of these fields were keyed into the floodplain. Consequently, sediment polluted with heavy metals has occurred within three distinctive geomorphic units. In the first zone furthest from the channel, polluted sediments up to 0.5 m thick, cover unpolluted coarse sands and gravels of 18th century channel bars. In the second zone adjacent to the river banks, sediments accumulated in groyne fields from the second half of the 19th century are up to 3 m thick and frequently contain coal particles and metal concentrations two orders of magnitude above background levels. In the third zone comprising groyne fields within the present channel, contaminated sediments are usually several decimeters thick in small groyne fields however, in much larger groyne fields at Oława, are more than 2 m thick. Thickness of the sediments decreases downstream with a decrease in the rate of channel incision observed during last 150 years. A comparison between metal distribution and regional pollution history suggests that some post-depositional metal migration has occurred in these zones as a result of water table fluctuation. This investigation also suggests that overbank sediment leaching contribute to elevated metal concentrations recorded in water and suspended matter. It seems that large and extensive quantities of moderately polluted sediments on the Odra River require careful maintenance of contemporary bank protection structures.

Keywords: river sediments, pollution, channelization, heavy metals, metal migration

1. Wstęp

1.1. Wprowadzenie i cel pracy

Termin metale ciężkie został po raz pierwszy zastosowany w 1936 roku dla określenia pierwiastków o masie większej od 7 g/cm^3 . Od tego czasu był on rozszerzany na pierwiastki o masie większej od 6, 5 a nawet od 4 g/cm^3 . Niektórzy autorzy wiążą metale ciężkie z pierwiastkami o masie atomowej większej od 23 lub 40, lub z liczbami atomowymi większymi od 20. Inni z kolei określają je mniej precyzyjnie, na przykład jako toksyczne lub mogące powodować uszkodzenia organizmów żywych w niskich koncentracjach (Hodson 2004). Wielość kryteriów wyróżniania metali ciężkich spośród innych pierwiastków nie przeszkadza jednak powszechnemu używaniu tego pojęcia w odniesieniu do pierwiastków, które wykazują własności metaliczne i występują we wszystkich komponentach środowiska, w kontekście głównie zanieczyszczenia oraz potencjalnej lub rzeczywistej szkodliwości dla organizmów żywych. Liczba prac dotycząca metali ciężkich znajdująca się w czasopiśmie z „listy filadelfijskiej” w ciągu ostatnich 10 lat wynosi prawie 18 tysięcy i stanowi niewątpliwie skromną część wszystkich publikacji wydanych do tej pory na całym świecie.

W ciągu wielu lat badań metali ciężkich zmieniały się zarówno ich zakres i cel, a także dokładność uzyskiwanych oznaczeń. Pionierskie prace Goldschmidta, Wiernadskiego i Fersmana prowadzone w latach 20. i 30. XX w. koncentrowały się głównie na poszukiwaniach naturalnego wzbogacenia metalami skał poprzez analizy ich zawartości w glebach oraz roślinach. Ograniczone były one stosowanymi wówczas klasycznymi metodami analiz chemicznych jak wagowa, miareczkowa i kolorymetryczna, których dokładność dla koncentracji $<0,1 \%$ nie była większa niż 50% (Reeves, Brooks 1978). W latach 60. XX w. okazało się, że przyczyną zgonów ponad 100 osób oraz poważnych deformacji i dysfunkcji organizmów setek rybaków znad zatoki Minamata w Japonii jest zatrucie wód i ryb rtęcią przez ścieki z fabryki PCV. W podobnym czasie w Japonii zidentyfikowano także kadm, obecny w zanieczyszczonej wodzie rzecznej używanej do nawadniania pól ryżowych, jako źródło choroby itai-itai powodującej niezwykle łamliwość kości. Znane były także trujące właściwości ołowiu, którego obecność w wodzie wodociągowej jeszcze w 1930 r. była powodem „epidemii lipskiej” w Lipsku. Przypadki te zapoczątkowały gwałtowne zainteresowanie się zanieczyszczeniem metalami ciężkimi, któremu sprzyjało między innymi wprowadzenie techniki absorpcyjnej spektrometrii atomowej do analiz o wykrywalności wielu pierwiastków 10^{-9} g/kg . Dalszy rozwój badań nad rozmieszczeniem i rolą coraz szerszego spektrum metali ciężkich w środowisku oraz potrzeba masowych analiz na przykład wody wodociągowej, osadów w geologii poszukiwawczej, hutniczych stopów metali, niskich koncentracji w powietrzu lub pojedynczych organów bezkręgowców doprowadziły do rozpowszechnienia w latach 90. ubiegłego wieku emisyjnej i masowej spektrometrii plazmowej o wykrywalności wielu pierwiastków 10^{-12} g/kg . Współcześnie intensywne badania prowadzone są nad ekotoksykologią metali, a także nad skutkami wprowadzania w obieg biologiczny

rtęci używanej do amalgamacji złota w prymitywnych, lecz licznych w krajach trzeciego świata kopalniach złota (Lacerda 1997). Równie szeroko zakrojone są badania nad silnie toksycznym arsenem, będącym półmetalem (metaloidem), którego głównym źródłem zagrożenia są wody gruntowe oraz spalanie węgla w domowych paleniskach w południowo-wschodniej Azji (Ducker i in. 2005).

Badania zawartości metali ciężkich w osadach różnych środowisk sedymentacyjnych były prowadzone dla poszukiwania złóż rud metali na terenach słabo poznanych geologicznie i zastąpiły one lub były prowadzone równoległe z badaniami zawartości metali w roślinach oraz glebach dla zidentyfikowania obszarów o podwyższonej mineralizacji. W niektórych trudno dostępnych obszarach, szczególnie w Kanadzie, dla poszukiwania złóż mineralnych używano osadów jeziornych. W latach 50. i 60. XX w. w rdzeniach z osadów jeziornych wykryto podwyższoną mineralizację w rejonie występowania rud miedzi. Badania te wskazały na stosunkowo niewielką ilość próbek potrzebnych do wykrycia mineralizacji w porównaniu z ilością próbek glebowych (Allan 1974). Od połowy XX w. były rozwijane badania metali w osadach korytowych. Duża efektywność wykrywania podwyższonej mineralizacji dzięki takim badaniom wynika z erozji fluwialnej różnorodnych skał na obszarze zlewni oraz akumulacji metali w korycie rzeczonym wskutek mechanicznego sortowania transportowanych ziaren, jak i wytrącania minerałów w osadach. Z czasem rutynową praktyką, stosowaną na terenach słabo poznanych geologicznie, stało się pobieranie 1 próbki osadów korytowych, a także gleb z obszaru 100-200 km², a następnie ich zagęszczanie do 1 na kilka km² w obszarach o podwyższonej mineralizacji (Rose i in. 1979). Wykorzystując osady korytowe rozpoczęto opracowywanie regionalnych atlasów geochemicznych. W latach 60. sporządzono atlasy dla Zambii, Sierra Leone, a na podstawie analizy 50 000 próbek sporządzono w połowie lat 70. atlas Wielkiej Brytanii. W latach 80. i 90. Pojawiły się atlasy geochemiczne kolejnych państw lub ich części: RFN 1985, Fennoskandii 1986, Austrii 1989, Finlandii 1990, a w 1995 roku także Polski.

W latach 80. XX w. badania metali ciężkich zaczęto z dużymi sukcesami przeprowadzać na szerszą skalę także w osadach pozakorytowych przygotowując mapę geochemiczną Norwegii. Badania te pokazały ich reprezentatywność nawet przy stosunkowo rzadkim pobieraniu próbek, 1 na 500 km² (Bølviken i in. 2004). Główną zaletą analiz próbek pobranych z pionowych profili tych osadów jest możliwość uchwycenia zmian źródeł osadów w czasie wskutek erozji zachodzącej w zlewni rzeki. W porównaniu więc z osadami korytowymi są one bardziej czułe w wykrywaniu podwyższonej mineralizacji w zlewni. Z czasem wypracowano metodykę pobierania osadów z odsłonięć brzegowych lub płytkich wierceni. Najczęściej pobiera się 1 próbkę z głębokości 1,5-3 m mającą odzwierciedlać koncentracje metali w osadach deponowanych przed rozpoczęciem intensywnej działalności gospodarczej człowieka oraz 1 próbkę z warstwy powierzchniowej o miąższości 10-40 cm. W ten sposób, uzupełniając badania próbkami osadów korytowych wykonano kartowanie geochemiczne w krajach Beneluxu (De Vos i in. 1996).

Badania zróżnicowania koncentracji metali w profilach pionowych osadów fluwialnych i szelfowych mające na celu odtworzenie zmian zanieczyszczenia środowiska w czasie, od okresów dobowych i rocznych na tendencjach wieloletnich kończąc, prowadzone są intensywnie od lat 70. Badania te w osadach szelfowych narodziły się w USA wraz z rozpowszechnieniem izotopowych metod datowania osadów najmłodszych (Goldberg i in. 1978). Analogiczne badania w osadach fluwialnych zostały zainicjowane w Wielkiej Brytani, w której historia intensywnej eksploatacji kruszców metali licząca wiele setek lat doprowadziła do znaczącego przekształcenia fluwialnego środowiska sedimentacyjnego (Macklin i in. 1994). Odwrotnie, zmiany koncentracji metali w tych profilach mogą służyć do datowania akumulowanych osadów i zostały wykorzystane głównie przez geomorfologów (Rumsby 2000). Wreszcie ostatnim wątkiem, nierozdzielnie związanym z badaniami metali w osadach, jest ich mobilność i postdepozycyjna migracja, która z jednej strony wpływa na ich czasowo-przestrzenne zróżnicowanie, a z drugiej strony jest przyczyną wtórnego zanieczyszczenia wód i, za ich pośrednictwem, roślin i żerujących na nich zwierząt. Mobilność metali jest przedmiotem bardzo licznych badań prowadzonych zarówno przez gleboznawców, geochemików, jak i osób różnych specjalności zajmujących się chemią środowiska. Takim zagadnieniom analizowanym w osadach deponowanych przez uregulowaną rzekę Odrę poświęcona jest niniejsza praca.

Celem pracy jest ocena wpływu regulacji koryta Odry na akumulację osadów w różnych jej odcinkach, określenie jakie są koncentracje metali ciężkich w osadach akumulowanych po regulacjach XIX i XX-wiecznych oraz udzielenie odpowiedzi czy różnice koncentracji metali w badanych osadach są wynikiem postdepozycyjnej migracji, czy też odzwierciedlają zanieczyszczenie rzeki w czasie ich depozycji, a także jakie jest potencjalne zagrożenie środowiska wodnego Odry spowodowane istniejącym zróżnicowaniem zanieczyszczenia osadów w różnych odcinkach rzeki. Ocena wpływu regulacji koryta rzecznej Odry na akumulację osadów zanieczyszczonych oraz rozpoznanie zasięgu migracji metali ciężkich umożliwi ocenę potencjalnego zagrożenia dla wód gruntowych, wynikającego z zanieczyszczenia osadów pozakorytowych w różnych odcinkach biegu rzeki.

1.2. Zarys problemu badań

W środowisku wodnym dominująca część metali ciężkich jest związana z osadami, a koncentracje tych pierwiastków w osadach mogą być nawet 100 000 razy wyższe niż w wodzie (Horovitz 1985, Miller 1997). Źródłem takich metali jak Zn, Cu i Pb jest większość rodzajów działalności przemysłowej i rolniczej, a także ścieki komunalne (Kabata-Pendias, Pendias 1993). Natomiast najwyższe koncentracje metali w osadach fluwialnych są najczęściej spowodowane eksploatacją i przeróbką rud metali na obszarze zlewni (Hudson-Edwards 2003). Metale ciężkie kumulują się w osadach drobnoziarnistych do zawartości wyższych od wartości ich lokalnego tła geochemicznego powodując ich zanieczyszczenie. Ze względu na duże zdolności sorpcyjne materii or-

ganicznej, minerałów ilastych oraz wodorotlenków Fe i Mn, ich udział w osadach ma znaczący wpływ na zawartość metali w osadach (Horovitz 1985, Helios-Rybicka 1986, Förstner, Wittman 1983). Kumulacja metali ciężkich w osadach drobnoziarnistych jest przyczyną decydującego wpływu ich udziału w osadach akumulowanych w czasie powodzi na równinach zalewowych rzek na zróżnicowanie koncentracji metali ciężkich.

Większość obserwacji oraz modeli hydraulicznych stwierdza zmniejszanie się średniej średnicy ziaren osadów wraz ze wzrostem odległości od koryta (Asselman, Middelkoop 1995, Moody, Troutman 2000). W dolinach nizinnych rzek aluwialnych największa procentowa zawartość frakcji pylastej i ilastej występuje poza strefą piaszczystych wałów brzegowych i może często sięgać 100% (Magilligan 1992, He, Walling 1997, Walling i in. 1996). Skutkiem tego, wysokie koncentracje metali mogą występować na znacznej powierzchni równiny zalewowej i w dużej odległości od brzegu rzeki, a na równinach, na których wały brzegowe formują się bardzo wolno i dominuje depozycja osadów drobnoziarnistych, koncentracje te są mało zróżnicowane (Bradley 1989, Bradley, Cox 1990, Martin 1997, Martin 2000). Natomiast najwyższe koncentracje metali ciężkich w osadach przy brzegu rzeki są przeważnie związane z depozycją drobnych okruchów minerałów rud metali (Marron 1989). W odróżnieniu od koncentracji metali, wyrażanej najczęściej w mg/kg, jednostkowy ładunek metali, wyrażany w g/m², jest proporcjonalny do wielkości depozycji osadów i zmniejsza się wraz ze wzrostem odległości od brzegu rzeki. W dolinach rzek, których koryta są lateralnie stabilne lub wolno migrują, największy ładunek metali ciężkich zgromadzony jest przy brzegach rzeki (Middelkoop 2000, Ciszewski, Wyźga 2005). W przeciwieństwie do nich, zanieczyszczenie osadów rzek aktywnie migrujących na równinie zalewowej, przyrastających w zakolach meandrowych w czasie kolejnych powodzi, koresponduje z poziomem zanieczyszczenia rzeki w czasie ich depozycji. Skutkiem tego mogą być gwałtowne zmiany koncentracji metali w osadach na równinie zalewowej (Lewin i in. 1977).

Stosunkowo intensywnie w ostatnich latach badania fluwialnej akumulacji osadów drobnoziarnistych i związanych z nimi metali doprowadziły do wzrostu świadomości znaczenia równin zalewowych jako długotrwałych zbiorników zanieczyszczeń (Walling i in. 2003). Dane szacunkowe wskazują, że od 10 do 60% osadów transportowanych w ciągu roku jest retencjonowanych na obszarze zlewni, z tego na równinie akumuluje się aż 90% z tych osadów (Owens i in. 1999). Wydaje się więc oczywiste, że wraz ze wzrostem miąższości warstwy zanieczyszczonych metalami osadów drobnoziarnistych na równinie zalewowej w dłuższym czasie, stopniowo będzie wzrastać także potencjalne zagrożenie mogące wyniknąć z remobilizacji zawartych w nich metali, spowodowane erozją osadów lub ich uruchomieniem i włączeniem w obieg biologiczny.

Duża miąższość zgromadzonych osadów zanieczyszczonych metalami może być skutkiem nie tylko długotrwałej ich akumulacji, ale także okresowo dużego jej natężenia. Charakterystyczną cechą obszarów intensywnie użytkowanych gospodarczo, w których deponowane są osady zanieczyszczone metalami jest ich wielokrotnie szybszy przyrost niż przed rozpoczęciem działalności człowieka lub w zlewniach pierwotnych (Florsheim,

Mount 2003, Langedal, Otessen 1998). Źródłem tych osadów oraz metali ciężkich jest nie tylko erozja powierzchni odlesionych, ale także ścieki, zmyw powierzchniowy z obszarów zurbanizowanych lub erozja hałd odpadów (Vink, Behrendt 2002, Thonon 2006). Przeciętne tempo akumulacji nieprzekraczające 1 mm rocznie może wzrosnąć do kilkudziesięciu mm/rok (Walling, He 1994). Gwałtowne przyspieszenie depozycji, której towarzyszy zwiększenie średniej średnicy deponowanych osadów ma miejsce zazwyczaj wraz z rozpoczęciem działalności rolniczej (Marriott 1996, Lecce, Pavlowsky 2004). Jeżeli towarzyszy jej także działalność przemysłowa, zanieczyszczenia mogą być rozpraszane w warstwie osadów o miąższości nawet ponad 1 m (Knox 1987, Lecce, Pavlowsky 2001). Osady o największej miąższości z dużą zawartością metali ciężkich akumulują się zlewniach, w których prowadzi się eksploatację rud metali (Macklin i in. 1994).

Długotrwała, bo trwająca ponad 5000 lat, eksploatacja i przeróbka niektórych rud metali już w czasach starożytnych powodowała zanieczyszczenie środowiska zarówno w pobliżu miejsc ich wydobycia jak i w większej odległości od nich (Hong i in. 1996, Settle, Patterson 1980). Wzrost koncentracji metali ciężkich związany z wydobyciem miedzi w kopalniach Rio Tinto jest obserwowany w estuarium rzeki odległym ponad 100 km (Ruiz i in. 1998). Jeszcze bardziej rozprzestrzeniony, ze względu na łatwą jego lotność w wyższych temperaturach, jest ołów, którego pik koncentracji związany z maksimum jego produkcji w czasach rozkwitu Cesarstwa Rzymskiego jest obserwowany w osadach jezior Skandynawii (Renberg i in. 1994). Zmiany zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi emitowanymi z zakładów hutniczych odzwierciedlone są także w odległych o setki kilometrów torfowiskach ombrofilnych, a nawet w lodowcach odległej Grenlandii (Boutron i in. 1991, Kempter, Frenzel 2000). Długość fluwialnego transportu metali ciężkich związanych z osadami jest niewątpliwie uzależniona od długości rzeki, ale także od jej przepływu i amplitudy oraz częstotliwości wahań przepływu (Miller i in. 1999, Müller, Wessels 1999). Również szerokość zalewowej kontroluje wielkość spadku transportowanego z biegiem rzeki ładunku metali związanego z zawiesinami (Graf 1990). Powódź może być spowodowana zarówno opadami jak i uszkodzeniem osadników kopalni przerabiających kopaliny. Uszkodzenia osadników zdarzają się na świecie przeciętnie raz w roku. Na odległość transportu ma wpływ wysokość wywołanej fali i wielkość transportowanego przez nią ładunku zawiesiny (Macklin i in. 2003). W obszarach użytkowanych gospodarczo, rzeki są przegrodzone zbiornikami zaporowymi, które stanowią barierę zatrzymującą znaczną część transportowanych osadów zanieczyszczonych metalami. Ich sedymentacja w wielu, głównie głębokich zbiornikach, umożliwia rekonstrukcję historii zanieczyszczenia rzeki na podstawie zmian koncentracji metali w warstwach tych osadów (Callender, Van Metre 1997). Mimo, że część ładunku transportowanych metali ciężkich związanych z osadami akumuluje się na równinie zalewowej, a także, po opadnięciu fali powodziowej, w korycie rzeki (Walling i in. 2003), znaczna jego część dociera do ujścia rzeki i akumuluje się na przyległych równinach pływowych stanowiąc składnik decydujący

o ich zanieczyszczeniu (Puls i in. 1997). Estuaria są więc obszarami, które potencjalnie najbardziej nadają się do rekonstrukcji historii zanieczyszczenia rzek. Rzeczywiście są one do tych celów bardzo często wykorzystywane pod warunkiem, że lokalna topografia dna umożliwia znalezienie osadów drobnoziarnistych niezaburzonych przez falowanie, prądy i bioturbację oraz stosunkowo szybko przyrastających. Osady takie są datowane za pomocą izotopów ^{210}Pb i ^{137}Cs ze stosunkowo dużą dokładnością. Umożliwia ją wysokie pH tych osadów oraz beztlenowe warunki, często występujące na większej głębokości, minimalizujące postdepozycyjną migrację zarówno metali jak i izotopów radioaktywnych (Valette-Silver 1993, Ridgeway, Shimmield 2002). Badania zawartości metali ciężkich w profilach osadów przyczyniają się do poznania stopnia zanieczyszczenia nimi rzek w okresie, dla którego nie prowadzono ich monitoringu, ale także umożliwiają ocenę skuteczności podejmowanych działań mających na celu ograniczenie ilości zrzuconych metali ciężkich wraz ze ściekami na obszarze ich zlewni.

Stwierdzono, że ołów najpowszechniej występuje w podniesionych koncentracjach w zlewniach zurbanizowanych na półkuli północnej. Początkowo istotny wzrost jego koncentracji w osadach zaznaczył się w latach 1850-1890 wskutek rewolucji przemysłowej. Następujący później gwałtowny wzrost koncentracji ołowiu aż do około 1978 r., związany jest z emisją ze spalania powszechnie stosowanej etyliny. Wzrost ten zaznaczył się w Europie później niż w USA, ponieważ w Europie ołów zaczęto stosować powszechnie dopiero po II wojnie światowej (Smith, Flegal 1995). Zmiany koncentracji pozostałych pierwiastków mają charakter lokalny i są związane z rozmieszczeniem zakładów hutniczych, rodzajem i rozpowszechnieniem paliw stosowanych w energetyce oraz poziomem rozwoju gospodarczego. Na przykład w zlewni rzeki Glomma w południowej Norwegii zakłady przemysłowe powstały już w początku XIX wieku jednak systematyczne badania ładunku transportowanych metali zaczęły być prowadzone od 1970 r., kiedy uchwalono odpowiednie prawo zobowiązujące do takiej kontroli. Wyniki monitoringu wód wskazujące na maksymalne obciążenie metalami na początku lat 80. i minimalne w latach 1990-1995 są bardzo dobrze odzwierciedlone w spadku koncentracji głównie rtęci i miedzi w profilach pionowych osadów akumulowanych pomiędzy rokiem 1980 i 1994 (Helland 2001). W osadach akumulowanych przy ujściu rzeki do jeziora Hachlasjön w pd.-wsch. Szwecji wyraźnie widoczny jest pik koncentracji miedzi związany z maksimum jej produkcji w pobliskich zakładach przeróbki rud miedzi jeszcze w połowie XIX w. (Eklund, Håkanson 1997). W osadach akumulowanych w XX w. w ujściu rzeki Garonny w pd.-zach. Francji widoczne są zmiany w koncentracji chromu, miedzi, ołowiu i cynku związane z dużym zanieczyszczeniem rzeki ściekami w latach 1950-1980 i znacznym ograniczeniem zrzutów ścieków z garbarni, zakładów elektrotechnicznych oraz kopalni, jak również huty cynku i kadmu od połowy lat 80. (Grousset i in. 1999). Maksymalne zanieczyszczenie metalami ciężkimi osadów rzeki Lippe w zagłębiu Ruhry, zanieczyszczonej przez liczne zakłady przemysłu chemicznego, elektrotechnicznego, wydobywczego oraz przez ośrodki miejskie, miało miejsce w latach 1975-1980, a nieco mniejsze w latach 1945-1955. W ostatnich 25 latach

zaobserwowano znaczny spadek ich koncentracji w akumulowanych osadach (Heim i in. 2004). Analiza profili pionowych osadów w estuariach rzek płynących przez silnie zurbanizowane obszary Wielkiej Brytani wskazują, że zmniejszenie zanieczyszczenia nastąpiło już na początku lat 60. wskutek rozbudowy i unowocześnienia istniejących oczyszczalni ścieków (O'Reilly-Wiese i in. 1997). Niemniej jednak w ujściach wielu rzek w tym kraju, zanieczyszczonych wskutek górnictwa rud metali, spadek koncentracji metali w osadach nastąpił już od końca XIX w. w związku z zamykaniem nierentownych zakładów (Pirrie i in. 2002). Systematyczne zmniejszanie się ładunku metali ciężkich transportowanych rzekami Wielkiej Brytani potwierdzają badania monitoringu wód prowadzone od 1975 r., jakkolwiek tendencja spadkowa została w ostatnich latach wyhamowana (Littlewood i in. 1998, Harland i in. 2000). Najdłuższa jednak jest historia badań zanieczyszczenia metalami ciężkimi osadów akumulowanych w ujściu Renu. Koncentracje niektórych metali w osadach deponowanych w czasie powodzi na równinie zalewowej Renu w Holandii zmniejszyły się nawet 2-krotnie w latach 1958-1981 (Japenga i in. 1990). Spadek koncentracji cynku, kadmu, ołowiu i miedzi jest widoczny zarówno w profilach pionowych osadów akumulowanych na równinie zalewowej, w zbiornikach powstałych w wyniku przzerwania wałów (Middelkoop 2000), zbiornikach zasilanych ramionami delty Renu (Van den Berg i in. 2001), jak i w obszarze przybrzeżnych błot równiny pływowej (Zwolsman i in. 1996). Tendencja spadkowa koncentracji cynku, ołowiu, miedzi, rtęci i kadmu w osadach jest dobrze skorelowana ze zmniejszeniem ładunku tych pierwiastków monitorowanych w wodach Renu od 1970 r. (Malle 1990, Hellmann 1994). Badania osadów tej rzeki wskazują na maksymalne jej zanieczyszczenie licznymi pierwiastkami z wyjątkiem kadmu i niklu, a także związkami organicznymi, na początku lat 60. Wysokie koncentracje miały miejsce także w osadach z lat 30., a niższe były w czasie II wojny światowej. Koncentracje kadmu i niklu zaczęły się obniżać w osadach akumulowanych dopiero po 1980 r. (Beurskens i in. 1994).

Osady przyrostu pionowego, w których odzwierciedlone są zmiany zanieczyszczenia rzeki, mogą składać się z sekwencji wielu bardziej lub mniej wyraźnych warstw (Knox 1987, Matschullat i in. 1997, Macklin i in. 1994, Klimek 1999). Maksymalne koncentracje metali związane z okresem maksymalnego zanieczyszczenia rzek, przeważnie przypadającego na XIX lub początek XX w., są najczęściej obserwowane na głębokości przekraczającej 1 m (Macklin i in. 1994, Swennen i in. 1994). Wielokrotnie też charakterystyczne zmiany koncentracji metali w profilu pionowym, takie jak wartości maksymalne, początek wzrostu lub ich spadku, zostały wykorzystane do określenia wieku deponowanych osadów (Rowan i in. 1995, Lecce, Pavlowsky 2001, Ciszewski 2003, Ciszewski, Malik 2004, Rumsby 2000). Założeniem takich datowań jest stosunkowo mała mobilność metali w osadach.

Ocenia się, że czas potrzebny do usunięcia 1000 ppm Zn z 1 m osadów piaszczystych potrzebne jest kilka tysięcy lat (Salomons 1995). Małe tempo migracji metali sugerują także badania geochemiczne osadów pozakorytowych. Liczne badania, głów-

nie laboratoryjne, metali ciężkich wskazują na mobilność tych pierwiastków przede wszystkim wskutek zmian warunków oksydacyjno-redukcyjnych, wzrostu zakwaszenia lub degradacji materii organicznej (Van den Berg i in. 1998, Helios-Rybicka i in. 1998). Ponadto, z biegiem rzeki obserwuje się zmiany form występowania metali, pochodzących z kopalni rud, w odsłonięciach jej osadów pozakorytowych, będące wynikiem utleniania w różnym okresie czasu od ich depozycji (Hudson-Edwards i in. 1996). Wciąż więc, ocena nie tyle potencjalnej mobilności, co rzeczywistej migracji metali, napotyka na trudności wynikające z dużej złożoności czynników wpływających na nią w warunkach naturalnych oraz skali czasu niemożliwej do osiągnięcia w laboratorium (Bølviken i in. 2004).

Dotychczasowe badania akumulacji osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi na równinach aluwialnych rzek uregulowanych pokazują te same prawidłowości co w dolinach rzek naturalnych. Miąższość warstwy osadów zanieczyszczonych przy brzegu rzeki może dochodzić do 2 m i zmniejszać się szybko wraz ze wzrostem odległości od koryta (Macklin, Klimek 1992, Ciszewski 2003). Widoczna jest także wyraźna różnica koncentracji metali ciężkich w osadach teras zalewanych z różną częstotliwością (Rang, Schouten 1989), a także w obrębie terasy zalewowej (Middelkoop 2000). Badania te nie pokazują jednak wpływu regulacji rzeki na wielkość i natężenie akumulacji osadów zanieczyszczonych metalami oraz ich zmian z biegiem rzeki. Nieliczne także są badania zróżnicowania koncentracji oraz mobilności metali w profilach pionowych osadów akumulowanych przez rzekę uregulowaną.

Geomorfologiczne skutki regulacji zostały do tej pory dobrze poznane (Brookes 1988). Licznych przykładów tych skutków dostarczają zabiegi regulacyjne mające umożliwić nawigację, przeprowadzane głównie w XIX i w I połowie XX w. na większości koryt aluwialnych dużych rzek Europy Zachodniej, USA i Australii, m.in. Renu (Van Urk, Smit 1989), Wezery (Busch i in. 1989), Mozy (Micha, Borlee 1989), Mississipi (Smith, Winkley 1996), Hunter (Erskine 1992). W wyniku skrócenia biegu rzek, a także zwężenia koryt, nastąpiło zwiększenie ich spadku i energii, zużywanej na erozję dna. Skutkiem jest pogłębienie koryt – wyraźne w górnych odcinkach, naprzemienne z agradacją w środkowych odcinkach i z przewagą agradacji w dolnych odcinkach o najmniejszym spadku. Transport i depozycja na równinie zalewowej, największa w okresie bezpośrednio następującym po regulacji rzeki, szybko zmniejsza się wraz z odzyskiwaniem przez rzekę utraconej równowagi między mocą strumienia i ilością transportowanego materiału (Łajczak 1995a, 2003). Towarzysząca regulacji zabudowa brzegów powoduje znaczące ograniczenie dostawy osadów do koryta w wyniku erozji równiny zalewowej (Kesel 2003). Wskutek tego, na dolnym Renie tempo depozycji osadów zmniejszyło się w ciągu ostatnich 200 lat o 70%, a w miejsce deponowanych wcześniej osadów piaszczystych, współcześnie akumulują się znacznie bardziej zanieczyszczone osady pylasto-ilaste (Ten Brinke i in. 1998, Middelkoop 2002).

Można założyć, że analogicznych skutków regulacji należy oczekiwać także w dolinie rzeki Odry, a ich wpływ na zróżnicowanie depozycji osadów zanieczyszczonych

metalami ciężkimi będzie wyraźnie widoczny, chociaż zróżnicowany z biegiem rzeki. Również zmiany natężenia sedymentacji osadów oraz zmieniające się w czasie zanieczyszczenie rzeki metalami ciężkimi powinny zostać zapisane w postaci zmieniających się koncentracji tych pierwiastków w osadach deponowanych w basenach międzyostrogowych. Baseny te są charakterystyczne dla dużych uregulowanych rzek aluwialnych. Stanowią one strefy ciągnące się wzdłuż brzegów rzek uregulowanych głównie dla umożliwienia nawigacji statków lub barek transportowych. Ostrogi są budowane w celu zawężenia koryta przez następujące z czasem załadowanie powstałych pomiędzy nimi basenów. Z czasem stają się one integralną częścią równiny zalewowej, w której ma miejsce intensywna akumulacja osadów pozakorytowych. Można więc również sądzić, że w basenach międzyostrogowych Odry może się gromadzić część metali ciężkich związanych z osadami, a obserwowane zróżnicowanie ich koncentracji w tych osadach może być bliskie wartościom oryginalnym lub także być związane z redepozycją osadów i remobilizacją związanych z nimi pierwiastków. Skutkiem odmiennego niż w dolinach rzek nieuregulowanych natężenia akumulacji osadów zanieczyszczonych metalami, również potencjalne zagrożenie dla środowiska mogące wyniknąć z uruchomienia tych osadów i metali ciężkich będzie odmienne.

* * *

Pojęcia: „osady aluwialne”, „aluwia” lub „osady” – najczęściej używane w pracy, są synonimami określającymi osady akumulowane przez rzekę w dnie doliny, a więc powstałe w rzeczonym (fluwialnym) środowisku sedymentacyjnym. Wyróżnia się dwie podstawowe grupy osadów akumulujących się w tym środowisku: korytowe i pozakorytowe. W aluwialnym dnie doliny nizinnej rzeki meandrującej, jaką w stanie naturalnym była Odra, obie te grupy osadów wyraźnie się między sobą różnią. Osady korytowe (*active channel deposits*) składają się niemal wyłącznie z materiału transportowanego trakcyjnie (w obciążeniu dennym), zarówno podczas niskich jak i wysokich stanów wody. Skutkiem tego procesu frakcja tych osadów jest wyraźnie grubsza niż osadów pozakorytowych (*overbank deposits*), transportowanych przez rzeki głównie w zawiesinie (obciążeniu zawieszinowym). Najgrubszą frakcją osadów korytowych stanowią osady bruku korytowego wyścielającego dno koryta (*river bed*). Bardzo często, również w korycie Odry, stanowią go osady żwirów różnej frakcji pochodzące ze skalnego dna w górnym biegu rzeki i jej dopływów lub też z erozji glin morenowych i osadów fluwio-glacialnych w niżej położonych odcinkach. Osady korytowe przyrastają głównie bocznie wskutek migracji rzeki w dnie doliny. W przeciwieństwie do nich osady pozakorytowe, zazwyczaj nadbudowujące w dnie doliny osady korytowe, nazywane są osadami przyrostu pionowego. Typowo składają się one z frakcji pylastych i piaszczystych. Ponadto, na równinach zalewowych wzdłuż brzegów koryt tworzą się często wały brzegowe (*levee*) nazywane także wałami przykorytowymi, zbudowane zazwyczaj z materiału frakcji bardziej gruboziarnistych niż pozostałe osady pozakorytowe. Tworzą się one w czasie wezbrań na granicy strefy szybkiego spływu wód w korycie rzeki i dużo

wolniejszego na równinie zalewowej. W tej strefie przybrzeżnej, gwałtowna redukcja prędkości i turbulencji jest przyczyną szybkiej sedymentacji osadów. Wysokość wałów brzegowych na dużych rzekach transportujących dużą ilość osadów może wynosić kilka metrów, a szerokość – nawet kilkaset metrów. W pracy używane jest także pojęcie „depozycja osadów”, które odnosi się do osadu powstałego w czasie poszczególnych powodzi. W odróżnieniu od niej, „akumulacją osadów” określa się nagromadzenie osadu w dłuższym okresie czasu w danym miejscu równiny zalewowej i jest wypadkową powtarzających się epizodów depozycji i erozji deponowanych osadów.

2. Teren badań

2.1. Fizjografia doliny Odry

Dolina Odry na terenie Polski wielokrotnie gwałtownie zmienia kierunek przebiegu. Naprzemiennie występują odcinki o przebiegu południkowym i równoleżnikowym. Kotlina Raciborska, w której południkowo biegnąca dolina Odry ma szerokość dochodzącą do 6 km, kończy się 1,5 km szerokości zwężeniem, wykształconym w utworach triasowych. Na terenie Pradoliny Wrocławsko-Magdeburgskiej dolina Odry przebiega równoleżnikowo na odcinku około 160 km, a jej szerokość dochodzi do 10 km (Szczepankiewicz 1959). Poniżej Malczyc, na obszarze szerokiego do 20 km Obniżenia Ścinawskiego dolina ma ponownie przebieg południkowy. Dalej Odra wykorzystuje odcinek Pradoliny Barucko-Głogowskiej o przebiegu równoleżnikowym. Od kolejnego odcinka o przebiegu równoleżnikowym na obszarze Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej oddziela ją południkowe obniżenie Doliny Środkowej Odry. Poniżej ujścia Nysy Łużyckiej dolina Odry skręca znowu w kierunku północnym kończąc się na obszarze Niziny Szczecińskiej, w obrębie której jej szerokość dochodzi do 16 km.

Miąszość osadów czwartorzędowych występujących w dolinie Odry sięga przeważnie kilkudziesięciu metrów (Galon 1972), w tym, osadów holocenijskich – kilkanaście metrów (Czerwiński 1998). Osady te są wyraźnie sterasowane w wyniku stopniowego wcinania się wód płynących doliną Odry. Przeważnie można wyróżnić system czterech teras o wysokości odpowiednio: 20-25 m, 15 m, 4-5 m oraz 0,5-4 m nad poziom wody. Najniższa i najmłodsza terasa zalewowa, zbudowana głównie z piasków i żwirów rzecznych jest przykryta utworami facji powodziowej. Miąszość tych utworów, jakkolwiek bardzo zróżnicowana, przeciętnie waha się w granicach 2-3 m, a w Kotlinie Raciborskiej dochodzi do 7 m. Utwory powodziowe są zbudowane z osadów bardziej drobnoziarnistych: piasków drobnoziarnistych, piasków pylastych i pyłów. W wypełnieniach paleokoryt występują także torfy oraz osady ilasto-pylaste. Miąszość tych utworów może dochodzić do 3,5 m (Kotlicka 1978, Badura, Przybyłski 2000).

2.2. Charakterystyka rzeki Odry

Odra jest rzeką transgraniczną o długości 854 km, wypływającą na terenie Gór Oderskich w Czechach. Długość biegu Odry na obszarze Polski wynosi 742 km. Z powierzchni zlewni 118 861 km², 6453 km² należy do Czech, 5587 km² do Niemiec, a pozostała część leży w granicach Polski. Rzekę Odre można podzielić na 3 odcinki charakteryzujące się zróżnicowanym spadkiem i dynamiką przepływów. Górna Odra na terenie Polski kończy się umownie przy ujściu Kłodnicy (Mikulski 1963). Obejmuje więc całą Kotlinę Raciborską. W tym odcinku uchodzą także wszystkie dopływy z Górnego Śląska m.in. Ruda, Bierawka, Kłodnica, a także Olza i Opawa z terytorium Czech. Jej spadek w tym odcinku od granicy polsko-czeskiej wynosi około 0,8‰ (Czajka 2005). Średni roczny przepływ wynosi około 60 m³/s (Krzyżanowice), jednak w czasie niżów

wiek jesiennych średni przepływ jest 2-krotnie niższy. Wezbrania w górnym, ale także w środkowym biegu, formują się przeważnie w miesiącach wiosennych, jak również w lipcu i sierpniu (Jankowski, Křiž 1996). Przepływy te w pewnym stopniu kształtowane są ponadto przez stosunkowo równomierne w ciągu roku zrzuty wód dołowych z górnos Śląskich i ostrawskich kopalń węgla (Jankowski, Křiž 1996). W górnym biegu Odry wahania przepływów wody są największe. Stosunek ich wartości ekstremalnych (wysokich/niskich) wynosi ponad 200 (Jankowski, Świerkosz 1995). Tak duże wahania sprzyjają transportowi osadów w korycie i znacznej depozycji osadów pozakorytowych (Czajka 2004).

Wahania stanów wód szybko zmniejszają się w środkowym biegu rzeki. Dopływy rzek nizinnych m.in. Małej Panwi, Stobrawy, Widawy, Baryczy oraz niewielki udział obszarów górskich w powierzchni zlewni środkowej Odry powodują, że wartość WWQ/NNQ na długim odcinku waha się w granicach 30-60 (Jankowski, Świerkosz 1995). W Ścinawie średni przepływ Odry wynosi około 180 m³/s. Jednak, w czasie niżówek może on zmniejszyć się nawet do 23 m³/s. Mniejszy niż w górnym odcinku jest także spadek rzeki wahający się od 0,38‰ w Pradolinie Wrocławsko-Magdeburskiej i 0,32‰ w Pradolinie Barucko-Głogowskiej do 0,28‰ w Pradolinie Warszawsko-Berlińskiej. Współcześnie, jak wskazują obserwacje osadów powodzi z 1997 roku, wielkość depozycji osadów zmniejsza się z biegiem Odry w tym odcinku (Ciszewski 2002). Jest to związane w dużym stopniu ze zmniejszaniem się z biegiem rzeki dostawy pylastej zawiesiny transportowanej głównie z dopływami Psiną, Osobłogą i Nysą Kłodzką, odwadniającymi intensywnie użytkowaną rolniczo, pogórską część Sudetów Wschodnich, a także ze zmniejszaniem się ilości zawiesin z obszaru Górnego Śląska (Klimek 1999, 2002).

Spadek rzeki zdecydowanie zmniejsza się w jej dolnym biegu poniżej ujścia Warty i wynosi 0,17‰ w Kotlinie Freienwalde i 0,04‰ w 75-kilometrowym przyujściowym odcinku. W tym odcinku rzeka rozwidła się płynąc dwoma głównymi korytami: wschodnim i zachodnim, oddzielonymi od siebie obwałowaniami. Pomiędzy nimi znajduje się sieć paleokoryt wypełnionych częściowo lub całkowicie wodą. Średni roczny przepływ Odry w tym odcinku wynosi około 500 m³/s i jest tylko 2,5 razy większy niż przepływ minimalny. Wpływ dużej ilości wód Warty, o stosunkowo niewielkich wahań przepływu, powoduje także zmniejszenie wahań przepływów na dolnej Odrze. Stosunek wartości ekstremalnych wynosi jedynie 12 (Jankowski, Świerkosz 1995). Spływ wód roztopowych z dorzecza Warty często powoduje długotrwałe utrzymywanie się przepływów pozakorytowych na dolnej Odrze w miesiącach wiosennych. Wielokrotnie wysoki stan wód jest podtrzymywany także wskutek piętrzenia wód Zalewu Szczecińskiego przez sztormy. Odra transportuje do Zalewu Szczecińskiego stosunkowo niewielką ilość zawiesiny w porównaniu do jej odcinka górnego, lub do Wisły (Łajczak, Jansson 1993).

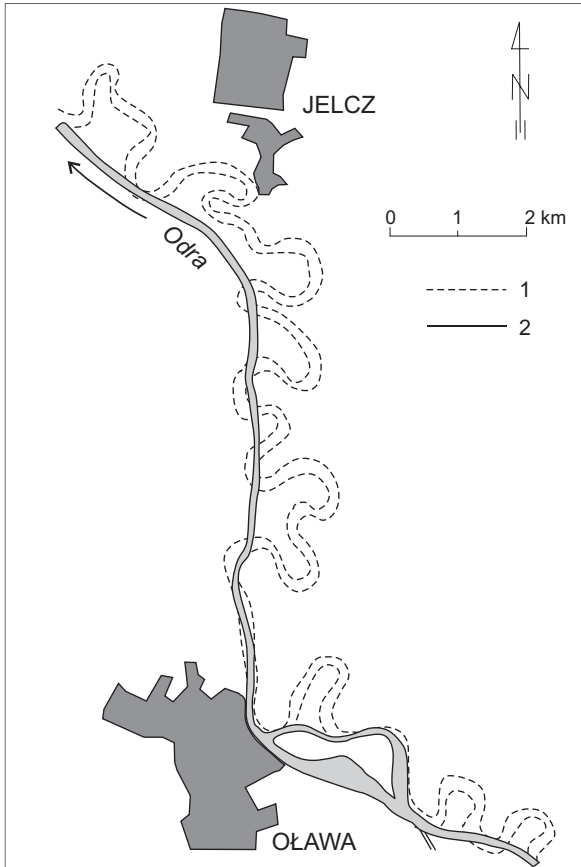
Odra jest znaczącym odbiornikiem zanieczyszczeń. Wynika to z dużego zaludnienia i industrializacji jej zlewni, skupiającymi się głównie w górnym biegu rzeki. W zlewni

Odry funkcjonuje 278 obiektów przemysłowych i miast powyżej 20 000 mieszkańców zrzucających ponad 1000 m³ ścieków na dobę. Stanowią one główne zagrożenie dla wód rzeki Odry. Z tej liczby aż 31 zakładów przemysłowych i 15 miast znajduje się w niewielkiej, należącej do Czech górnej części zlewni Odry, a tylko 5 zakładów i 5 miast na terenie Niemiec. Pozostałe obiekty są zlokalizowane na terenie Polski (Dubicki, Florczyk-Gołowin 1999). Największymi źródłami ścieków wymagającymi oczyszczania w Polsce są Wrocław, Bytom, Zabrze, Ruda Śląska i Gliwice. Z niewielkiego obszaru zlewni na terenie Czech pochodzi około 15% zrzucanych ścieków. Udział Polski w ilości zrzucanych ścieków wynosi około 80% i przekracza 0,8 mld m³ rocznie, a pozostała część jest zrzucana na terenie Niemiec.

Dzięki znaczącej poprawie jakości wód w ciągu ostatnich 30 lat, Odra należy do rzek o przeciętnym, wg kryterium fizyko-chemicznego, poziomie zanieczyszczenia wśród innych rzek Europy (Korol i in. 2005). Stosunkowo wysoki jest poziom fosforanów oraz związków azotu. Ich ładunek roczny odprowadzany do morza wynosi odpowiednio 2,7 i 43 tys. ton. Wody klasy II występują na długości 480 km, natomiast klasy III na długości 128 km. Duże natomiast jest zanieczyszczenie bakteriologiczne powodujące, że około 80% wód Odry należy do III klasy, a pozostałą część stanowią wody pozaklasowe. Wśród dopływów Odry najbardziej zanieczyszczoną rzeką jest Bystrzyca (100% wód nadmiernie zanieczyszczonych), Warta (98%), Mała Panew (69%), Nysa Łużycka (61%), i Bóbr (52%) (Ochrona Środowiska 2004).

2.3. Historia regulacji koryta Odry

Krótkie odcinki Odry, na przykład koło Wrocławia, były regulowane już w średniowieczu. Jednak planową regulację rzeki rozpoczęto około 1750 r. Za pomocą przekopów prostowano bieg rzeki, mając na celu przyspieszenie spływu wód w czasie powodzi oraz ochronę wałów przeciwpowodziowych przed erozją. Ponieważ prace wykonywano ręcznie, a do przewozu ziemi używano koni, regulację starano się wykonać stosunkowo najmniejszym nakładem wysiłku i kosztów. W tym celu, w początkowym etapie, wykopywano rów szerokości około 4 m i następnie rozszerzano na przemian z lewej i z prawej strony. Skutkiem tego woda musiała płynąć zygzakowatym nurtem intensywnie erodując rozkopane brzegi (Born 1948). Niewątpliwie, gwałtowne zwiększenie ilości transportowanego materiału musiało powodować dziczenie rzeki i trudną do kontrolowania erozję przylegających do rzeki gruntów, ale także szybkie zasypywanie dawnych zakoli, przynajmniej w ich części proksymalnej. Do 1782 r. wykonano 48 przekopów, które spowodowały skrócenie Odry o 60 km. Skalę robót przeprowadzonych w XVIII i na początku XIX w. ilustruje odcinek Odry między Oławą i Jelczem, skrócony w stosunku do naturalnego o około 50% (ryc. 1). Taki sposób regulacji, w wielu miejscach uniemożliwiający jakąkolwiek żeglugę na skutek powstających mielizn, wpadających do rzeki drzew lub pali starych mostów, wymusił modyfikację postępowania. Nowy sposób, który zaczęto stosować około 1800 roku, polegał na budowie ostróg. Do ich konstrukcji używano wiązek wikliny



Ryc. 1. Zmiany biegu rzeki Odry między Oławą i Jelczem; 1. bieg rzeki do 1750 r., 2. współczesny bieg rzeki.

Fig. 1. Changes of the Odra River course between Oława and Jelcz; 1. river course before 1750, 2. present river course.

układanych na przemian z warstwami ziemi i piasku, a załadowane pomiędzy nimi baseny były utrwalane wikliną. Ostrogi te jednak nie wszędzie spowodowały stabilizację koryta rzeki. W wielu miejscach ich nierównomierne i niewłaściwe rozmieszczenie stało się przyczyną zwiększenia krętości nurtu rzeki oraz erozji niektórych odcinków brzegów.

Problemy wynikające z dotychczasowej regulacji oraz wzrastające od końca XVIII w. wydobywanie węgla i budowa Kanału Kłodnickiego w latach 1792-1812 stały się impulsem do wykorzystania Odry do celów żeglugowych. W tym celu zaplanowano systematyczną regulację Odry, której założenia przyjęto w 1819 r. w tzw. Protokole Bogumińskim. Przewidywał on zawężenie koryta rzeki, którego skutkiem miało być usunięcie mielizn w rzece i wykształcenie głębokości umożliwiającej żeglugę od Raciborza podczas trwania średnich stanów wody (Koziarski 1997). Ustalono zmieniającą się z biegiem rzeki szerokość koryta o przebiegu wijącym się, możliwie zbliżonym do naturalnego (Muszyński 1948). Zakres tych zmian w sąsiedztwie badanych punktów pokazuje tab. 1. Szerokości koryta rzeki w XVIII w. są zmienne i wahają się w szerokich granicach. Zostały one uzyskane z XVIII-wiecznych

Tab. 1. Zmiany szerokości Odry w ciągu ostatnich 250 lat (m).

Table 1. Changes of the River Odra width during last 250 years (m).

Odcinek	XVIII w.	I połowa XIX w.	(wg. ustaleń ustaleń z 1819 roku)	(wg. ustaleń z 1874 roku)
Krzyżanowice	70-120	70-120	61	
Koźle	70-150	70-150	72	
Oława	150-250	120-250	90-93	
Uraz	150-170	120-150	105-113	76
Ścinawa	200-250	150-200	120	76
Nowa Sól	200-300	130-250	139	102
Słubice	250-350	200-250	150	124
Gozdowice	250-450		150	

map, a także na podstawie szerokości starorzeczy widocznych na mapach z XX w. Zaplanowane prace regulacyjne były prowadzone z różną intensywnością przez cały XIX i na początku XX w. Od 1842 r. rozpoczęto budowę ostróg kamiennych obrukowanych lub pokrytych faszyną i kamieniami. Dopływowy kierunek ostróg ułatwiał akumulację osadów w basenach międzyostrogowych. Większość prac zaplanowanych od Kędzierzyna do Świecka wykonano do 1885 r. Regulacja środkowego odcinka Odry między Wrocławiem i ujściem Warty spowodowała akumulację erodowanych osadów i dziczenie rzeki w jej dolnym biegu. Skutkiem tego, koryto podniosło się nawet do 4 m i wymusiło budowę ostróg zawężających koryto także w tym odcinku w latach 1850-1885 (Born 1948). Już w trakcie prac okazało się, że potrzeby transportu towarów barkami są coraz większe i drogę wodną należy dostosować do barek o nośności 400 ton. Niestety, częste niskie stany wody utrudniały uzyskanie głębokości większych niż 60 cm. Spowodowało to konieczność ponownego zawężenia koryta rzeki i umocnienia jej brzegów. Powołana w 1874 r. Komisja Regulacji Rzeki Odry określiła głębokość 1 m jako konieczną do uzyskania w nurcie przy średnich niskich stanach wody. W tym celu należało skanalizować odcinek Odry powyżej Wrocławia, a odcinek pomiędzy Wrocławiem i ujściem Warty zawęzić o około 25 m (tab. 1). Kanalizację Odry wykonano na 187-kilometrowym odcinku pomiędzy Koźlem i Wrocławiem. Między Koźlem i ujściem Nysy Kłodzkiej w latach 1891-1896 wybudowano 12 stopni wodnych, a także śluzy i port rzeczny w Koźlu. Równocześnie w latach 1892-1897 rozbudowano porty, śluzy i kanały na terenie Wrocławia. W latach 1907-1915 kontynuowano kanalizację Odry pomiędzy Nysą Kłodzką i Wrocławiem kończąc ją na stopniu Różanka. Ogółem zbudowano 9 stopni wodnych, na których jeszcze później, aż do 1942 r., modernizowano śluzy i inne elementy mechaniczne. W 1923 r. zbudowano stopień wodny w Rędzinie poniżej Wrocławia, a w latach 1948-1958 wybudowano stopień w Brzegu Dolnym, na którym do dziś kończy się Odra skanalizowana (Małkiewicz 1997). W 1939 r. oddano także do użytku Kanał Gliwicki. Ogółem na skanalizowanym odcinku istnieją 24 stopnie, na których spadek rzeki wynosi 50 m.

Mimo istnienia przed wojną projektów mających polepszyć żeglowność Odry poniżej Wrocławia nie zdecydowano się na przeprowadzenie jej kanalizacji ze względu na niskie położenie i dużą szerokość dna doliny, które mogłoby zostać w ten sposób podtopione. Szczególnie jednak wzrosłoby zagrożenie ich zalania w czasie powodzi. Ponowna regulacja Odry poniżej Wrocławia poprzez zawężenie jej regularnym systemem ostróg została przeprowadzona w latach 1924-1939 i objęła odcinek od Rędzina (261 km) do Lubusza (594 km). Prace przerwała wojna. Pozostałe 54 km między Lubuszem i ujściem Warty wykonano po wojnie (Koziański 1997).

Ostrogi (tamy poprzeczne), które miały kluczowy wpływ na wielkość i zróżnicowanie akumulacji osadów konstruowano w tym odcinku według wspólnych zasad. Ostrogi budowano naprzeciwko siebie tak, aby ich przedłużenia przecinały się w osi trasy regulacyjnej. Kąt, jaki tworzą tamy z osią trasy regulacyjnej wynosi około 75° . Odstęp między ostrogami wzrasta wraz z szerokością koryta. Przy brzegu wklęsłym odstęp mogą być mniejsze, a na wypukłym większe. W zakrętach o dużej krzywiznie budowano także ostrogi (tamy) równoległe, a przestrzenie między brzegiem i tymi ostrogami wypełniono materiałem pochodzącym z brzegów. Stopa ostrogi była konstruowana z faszyny, na którą narzucono kamienie, a następnie piasek i żwir. Powierzchnia ostróg była obrukowana kamieniami i zaokrąglona dla zmniejszenia uszkodzeń spowodowanych spływem wody lub lodów. Szerokość korony ostrogi wynosiła 2 m. Również brzegi umacniano narzutem kamiennym i faszyną szczególnie wzmacniając połączenie ostrogi z brzegiem, będącego miejscem narażonym na erozję w czasie powodzi (Musiński 1948).

Od 1945 r. stale, choć z różnym natężeniem, prowadzi się prace zmierzające do utrzymania Odry jako rzeki żeglownej, głównie poprzez modernizację śluz i ich urządzeń napędowych. Do 1996 r. wykonano także na odcinku skanalizowanym 17 jazów. Poniżej wybudowanego po II wojnie światowej progę w Brzegu Dolnym wystąpiła szybka, przekraczająca 2 m, erozja denną. Wymusiło to rozpoczęcie prowadzonej obecnie budowy stopnia wodnego w Malczycach. Jest on jednym z kilku progów proponowanych dla osiągnięcia poprawy żeglowności środkowej Odry (Kubec 2004). W ramach programu „Odra 2006” wykonano także budowę licznych polderów w: Raciborzu, Koźlu, Dąbrówce, Chróścicach, Kotowicach, Widawie, Rakowie, Domaszkwie, Rzymkówce oraz prowadzi się przygotowania do budowy suchego zbiornika wodnego w Raciborzu. Tym inwestycjom towarzyszą zmiany linii brzegowej z budową nowych ostróg i umocnień włącznie (Winter, Zaleski 2000).

2.4. Historia rozwoju zakładów przemysłowych jako potencjalnych źródeł zanieczyszczenia wód Odry

Działalność przemysłowa na obszarze Śląska, który niemal w całości znajduje się w zlewni Odry, mogła powodować zanieczyszczenie rzeki metalami ciężkim już od początku XIX w. Niestety dla tamtego okresu ani przez następne 200 lat nie dysponujemy praktycznie żadnymi danymi na temat ładunku metali zrzucanego w ściekach.

Nie istnieją również dla wieku XIX i połowy wieku XX dane obrazujące ilości zrzucanych ścieków. Wielkości takie, a raczej ich względne różnice, możemy jedynie rekonstruować na podstawie wiadomości o wielkości produkcji przemysłowej, zaawansowaniu techniki przemysłowej charakterystycznej dla danego okresu industrializacji oraz poziomowi świadomości ekologicznej związanej z postępem wiedzy i edukacji. Oczywiście takie informacje mogą pozwolić jedynie na bardzo przybliżone określenie różnic w zanieczyszczeniu rzeki oraz deponowanych przez nią osadów w ciągu ostatnich 200 lat. Nie ma również możliwości identyfikacji dziesiątków różnorodnych źródeł ścieków na podstawie charakterystycznej zawartości pierwiastków w osadach. Poniżej prezentowany jest przegląd rozwoju produkcji przemysłowej głównie przemysłu ciężkiego, który zazwyczaj powoduje największe zanieczyszczenie rzek metalami ciężkimi.

Przemysł ciężki skupiony jest w zlewni Górnej Odry. Znajduje się on w Ostrawsko-Karwińskim Okręgu Przemysłowym (OKOP) składającym się z części morawskiej, znajdującej się do 1918 r. na obszarze Austro-Węgier oraz z części Śląskiej wchodzącej w skład państwa Pruskiego, a później Rzeszy Niemieckiej. Nad dopływami Odry w tym okręgu: Opawą, Morawą i Olzą położone są główne miasta i zakłady przemysłowe w Ostrawie, Frydku-Mistku, Hawirzowie, Karwinie, Trzyńcu, Cieszynie, Opawie oraz Boguminie. Ponadto, na terenie zlewni Górnej Odry znajduje się część Górnos Śląskiego Okręgu Przemysłowego (GOP) z miastami Gliwice, Zabrze, Ruda Śląska, część Katowic, Bytom i Mikołów w zlewni Kłodnicy. W jego skład wchodzi także Rybnicki Okręg Przemysłowy położony głównie w zlewni Rudy i Olzy (Jankowski, Křiž 1996). W północnej części, na skraju Górnego Śląska, w zlewni Małej Panwi leżą ośrodki hutnictwa żelaza, cynku i ołowiu.

Jakkolwiek na obszarze zlewni Górnej Odry i nad Małą Panwią już od średniowiecza istniały liczne kuźnice, jednak ich produkcja była niewielka, często również krótkotrwała. Dopiero huty żelaza zakładane pod koniec XVIII i na początku XIX w. dzięki zastosowaniu wielkich pieców mogły produkować znaczne ilości surówki. W tym okresie wykorzystywały one węgiel drzewny. Najstarsze huty w Ozimku i Zawadzkiem funkcjonują do dziś, natomiast kilka innych upadło z początkiem II połowy XIX w. z powodu konkurencji hut położonych w pobliżu kopalń węgla kamiennego. Stopniowy wzrost wydobywania węgla kamiennego od około 1770 r. zarówno na terenie GOP jak i OKOP oraz jego coraz szersze wykorzystanie do celów energetycznych stały się głównym czynnikiem decydującym o lokalizacji przemysłu ciężkiego i towarzyszących mu miast. W tym czasie na Śląsku wydobywanie węgla wynosiło około 500 ton, ale w 1800 r. już ponad 20 tys. t., a do 1850 r. wzrosło 36-krotnie. Ten początkowy rozwój industrializacji w latach 1830-1850 zapoczątkował powstanie miast i tworzenie się gospodarczej struktury regionu (Kłosowski i in. 1996). W tym czasie powstały między innymi jedna z największych dziś hut żelaza w Czechach w Trzyńcu (1838) i huta Karola, dziś walcownia, we Frydku (1833) (Borak, Gawrecki 1992). W GOP w tym okresie wielkość produkcji surówki wzrosła 2-krotnie, natomiast

produkcja cynku wzrosła 7-krotnie w latach 1820-1830. W 1849 r. na całym Śląsku istniały 92 wielkie piece, z tego 71 na Górnym Śląsku. Ogólnie, wartość produkcji górnico-hutniczej na Górnym Śląsku w latach 1830-1850 wzrosła 5-krotnie (Michałkiewicz 1970).

W okresie od 1850 do około 1880 r. nastąpił dynamiczny rozwój przemysłu. Wydobycie węgla wzrosło w OKOP do około 2 mln t., a produkcja surówki 6-krotnie do około 30 tys. t. Rozpoczęto również wytwarzanie koksu. Na Górnym Śląsku wzrost produkcji stali był na początku lat 70. przyhamowany zniesieniem ceł, ale mimo to jej produkcja wzrosła w tym okresie ponad 2,5-krotnie. Wzrost produkcji cynku z galmanu odzyskiwanego z hałd był w tym czasie 2-krotny (Pierenkamper 1992).

Kulminacja procesów industrializacji w OKOP miała miejsce w latach 1880-1910, a wyraźne osłabienie tempa rozwoju nastąpiło w momencie wybuchu I wojny światowej (Kłosowski i in. 1996). W tym okresie wzrost produkcji węgla był około 4-5-krotny, a wielkość wydobycia aż do wybuchu wojny wahała się w granicach 6-10 mln t. Bardzo znaczący, niemal 20-krotny, był natomiast wzrost produkcji koksu do około 2 mln t. W tym okresie OKOP zmonopolizował produkcję koksu, benzolu i amoniaku w Austro-Węgrzech. Wzrost produkcji stali również był wolniejszy niż w okresie wcześniejszym, bo około 2,5-krotny. Jednak duża produkcja, około 80 tys. t. skoncentrowana została w rozbudowanej znacząco hucie w Trzyńcu. W hucie Karol we Frydku zaczęto produkować blachy i konstrukcje żelazne (Borak, Gawrecki 1992). Podobna kulminacja produkcji przed 1914 rokiem widoczna jest także na Górnym Śląsku. Maksymalne wydobycie węgla 43 mln t. w 1913 r. zostało przekroczone dopiero w 1947 r. Szybko wzrastało też wydobycie węgla w rejonie Rybnika, chociaż stanowiło ono wciąż niewielką część wydobycia w GOP. Również produkcja żelaza i cynku wzrastała w GOP osiągając maksimum przed I wojną. Było to odpowiednio około 1 mln i około 170 tys. t. (Michałkiewicz 1985). Można ocenić, że produkcja węgla na terenie zlewni Odry stanowiła około 25%, stali około 30%, a cynku mniej niż 20% produkcji na terenie całego Górnego Śląska. Do największych hut należały Julia i Donnersmarck, a znaczącą produkcją cynku odznaczała się huta Fryderyk w Strzybnicy.

Okres międzywojenny i lat 1939-1945 na obszarze OKOP charakteryzował się dalszym, choć stosunkowo wolniejszym wzrostem produkcji przemysłowej, przy znacznym rozszerzeniu struktury gałęziowej (Kłosowski i in. 1996). Rozwijał się przemysł m.in. przemysł chemiczny (zakłady w Boguminie, Gruszowie, Pietrzwałdzie i Frysztacie), i produkcja wyrobów stalowych (walcownie we Frydku i Boguminie). Wydobycie węgla sięgnęło niemal 13 mln t. w 1937 r. Wzrost jednak nie był wielki – od około 10 mln t. w czasie trwania I wojny światowej (Borak, Gawrecki 1992). Wydobycie było jednak niższe niż w niemieckiej części Śląska (Fuchs 1991). Znacząco wzrosła też produkcja stali w Trzyńcu do ponad 0,5 mln t., a huta we Frydku wytwarzała w 1937 r. 75% czechosłowackiej produkcji blach.

Zmiany produkcji przemysłowej w zachodniej części GOP przebiegały nieco odmiennie niż na obszarze OKOP. Wielkość jego produkcji w okresie polsko-nie-

mieckiego konfliktu górniczego spadła z 10 do 6 mln t., a następnie szybko rosła do 28 mln t. w 1928 r. dla odrobienia strat wynikłych z utraty większości kopalń na rzecz Polski. Podobny cykl załamania i wzrostu przeżyła także produkcja cynku i ołowiu, natomiast produkcja żelaza wahała się w tym czasie w granicach 200-300 tys. t. ponieważ w Niemczech pozostały 3 duże huty i 15 wielkich pieców (Fuchs 1991).

Gwałtownemu rozwojowi produkcji i urbanizacji drugiej połowy XIX w. towarzyszył wzrost ilości zrzucanych ścieków bezpośrednio do wód powierzchniowych powodując ich duże zanieczyszczenie (Bloch 1897 za: Czaja 2005). Wzrost zanieczyszczenia górnej i środkowej Odry spowodował rezygnację z pobierania wody z Odry dla Wrocławia w 1871 r., a w 1898 r. zaczęto wykorzystywać wody gruntowe i wody z rzeki Oławy. W małych ciekach GOP ścieki przemysłowe i wody kopalniane stanowiły nawet 70% ich przepływu, a w większych ciekach około 20-30% (Czaja 2005). Oczyszczalnie ścieków pojawiły się stosunkowo późno – najwcześniej we Wrocławiu w 1881 r. natomiast w zdecydowanej większości miast Śląska na początku XX w. (np. Opole 1908, Gliwice 1911, Zabrze 1928) i były często opóźnione w stosunku do pojawienia się wodociągów. Pierwotnie były to oczyszczalnie mechaniczne, w których stosowano filtrację na osadzie piaszczystym i w osadnikach, a w niektórych – ścieki kierowano także na pola irygacyjne lub osadowe. W zasadzie, więc od drugiej dekady XX w. można mówić o znaczącej redukcji zanieczyszczeń w ściekach zrzucanych do wód powierzchniowych.

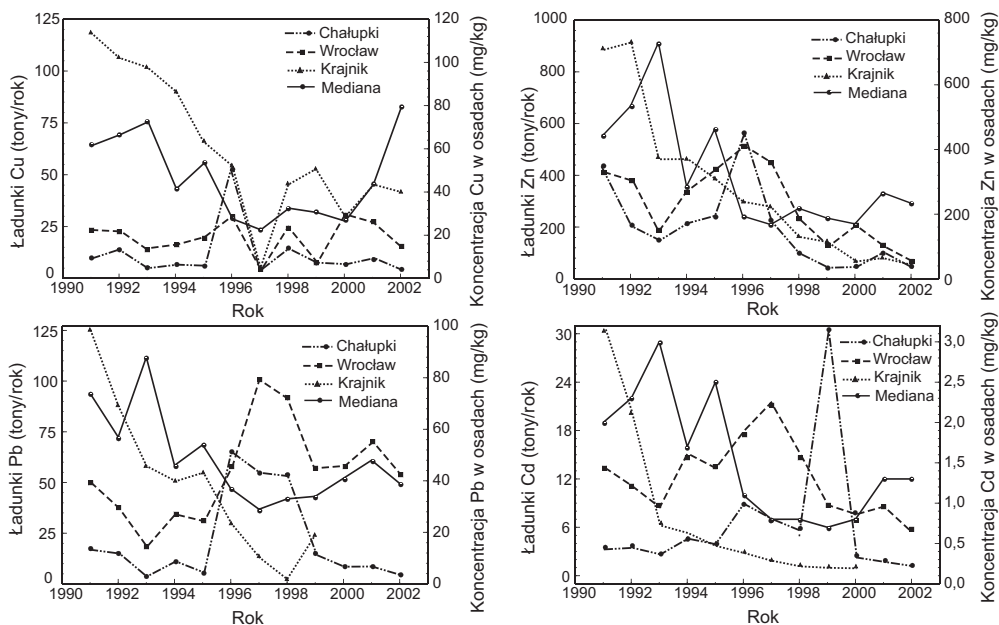
Po zakończeniu II wojny światowej industrializacja zarówno obszaru GOP jak i OKOP zaczęła być sterowana centralnie. Mimo odrębności, wspólną cechą okresu socjalistycznej gospodarki było forsowanie rozwoju przemysłu ciężkiego bez oglądania się na jakiegokolwiek koszty środowiskowe. Szybkemu uruchomieniu produkcji po wojnie sprzyjały stosunkowo niewielkie zniszczenia wojenne zakładów przemysłowych. Na obszarze całego Śląska jednak zniszczenia były dużo większe, a wzrost produkcji wolniejszy. W 1946 r. uruchomiono tylko około 38% zakładów na ziemiach odzyskanych, a poziom produkcji przemysłowej z 1937 r. został odtworzony dopiero w 1950 r. (Jeziński, Leszczyńska 1997). Najsilniej, bo nawet w ponad 70%, zniszczone były tereny Wrocławia, Legnicy i doliny Odry w rejonie Wrocławia, a poziom zatrudnienia w przemyśle w województwie wrocławskim z 1937 r. został osiągnięty dopiero około 1960 r. (Kokot 1966, Wilczewski 1968). Niemniej jednak wzrost produkcji w latach 50. i brak odpowiednich przepisów i służb kontrolujących stan wód i nakładów na ich ochronę doprowadził rzeki Śląska do katastrofalnego stanu. Utworzona w 1954 r. Państwowa Inspekcja Ochrony Wód stwierdziła, że wskaźniki zanieczyszczenia Odry pod Wrocławiem w 1950 r. były 3-5 razy wyższe niż w 1945/46 roku i 5-7 razy wyższe w roku 1955. W czasie niżówki w zimie 1954/55 w środkowej Odrze nie było tlenu, a zawartość amoniaku wzrosła do 9 mg/l. Z tego też powodu ludność musiała korzystać z wody dowożonej beczkownikami. Stwierdzono też, że górna Odra jest regularnie w lecie pozbawiona tlenu. Innym przykładem jest rzeka Bystrzyca, której koryto na odcinku kilkudziesięciu kilometrów poniżej Wałbrzycha

było pokryte kilkunastocentymetrową warstwą miazgu węglowego. Ogólnie, stwierdzono w latach 50. silne zanieczyszczenie wód Odry i jej dopływów z Czechosłowacji i Górnego Śląska, a także na terenie NRD, które uniemożliwiało pobór wody do picia (Stangenberg 1957, Goetel 1957).

Wzrost ilości zrzucanych ścieków do Odry, chociaż hamowany od lat 60. budową i rozbudową niektórych oczyszczalni, spowodował zanieczyszczenie Odry w jej środkowym biegu, zwłaszcza po rozpoczęciu eksploatacji rud miedzi w Legnicko-Głogowskim Okręgu Miedziowym (LGOM). Eksploatacji rud miedzi bardzo szybko wzrastającej od 50 tys. t. w 1969 r. do 350 tys. t. w 1980 r. towarzyszył wzrost emisji pyłów do 30 tys. t. rocznie oraz ołowiu i miedzi do 2,5 tys. t. rocznie (Piestrzyński 1996). Gwałtowny przyrost ludności na obszarze LGOM zwiększył 6-krotnie ilość zrzucanych ścieków. W tym samym czasie ilość zrzucanych ścieków w górnym i środkowym biegu Odry wzrosła o 60%. Przełom lat 70. i 80. był okresem o największym zanieczyszczeniu Odry metalami ciężkimi na tym odcinku (Ciszewski 2003). Również, ocenia się, że w tym okresie Odrą poniżej LGOM (profil Nowa Sól) rocznie płynęło około 170 t. miedzi, 3600 t. cynku, 470 t. ołowiu i 25 t. kadmu. Udział LGOM w tej wielkości wynosił około 110 t. miedzi, 1 500 t. cynku, 230 t. ołowiu i 8,5 t. kadmu (Florczyk, Gołowin 1985). W latach 1980-1990 roczną emisję pyłów ograniczono do 9 tys. t., miedzi do 300 t., a ołowiu do 350 t. Mimo wzrostu produkcji do 400-450 tys. t. po 1987 r., udało się ograniczyć emisję pyłów do 300 t. miedzi do 40 t., a ołowiu do 50 t. rocznie. Wprowadzenie zamkniętego obiegu wody i rozbudowa oczyszczalni ścieków pozwoliła także na radykalne obniżenie ilości zrzucanego od połowy lat 80. do Odry ładunku ołowiu i miedzi.

W latach powojennych produkcja górnicza i hutnicza na obszarze GOP i OKOP wzrosła kilkukrotnie. Różnica polegała na tym, że w GOP wzrost produkcji został zahamowany około 1980 r., a w OKOP około 10 lat później. Ocenia się, że mimo niewielkiej poprawy spowodowanej głównie spadkiem produkcji zanieczyszczenie zarówno w zlewni Odry, podobnie jak zlewni Wisły, ustabilizowało się w latach 80. na podobnym, ale dość wysokim poziomie (Helios-Rybicka 1995).

W 1990 r. największym źródłem metali ciężkich w zlewni Odry był kombinat hutniczo-koksowniczy w Trzyńcu zrzucający około 1,3 t. metali na dobę. Drugim co do wielkości źródłem metali w ściekach były trzy huty miedzi na obszarze LGOM zrzucające łącznie 0,7 t. metali/dobę, a trzeci był kombinat chemiczny w Gruszowie zrzucający około 0,4 t. metali/dobę. Mniejszymi źródłami były miasta, z których wśród leżących na Śląsku można wymienić Wrocław 236 kg/d, Bytom 145 kg/d, Zabrze 101 kg/d, Gliwice 95 kg/d, Ruda Śląska 79 kg/d, Głogów 58 kg/d, Wałbrzych 68 kg/d, Racibórz i Ostrawa 30 kg/d (Przewłocki i in. 1992). W skali całej zlewni ładunek metali dostający się do wód powierzchniowych wynosił około 4,4 t/d, z czego 2,6 t/d pochodziło z zakładów przemysłowych, a 1,8 t/d z ośrodków miejskich. Ponieważ jednak jedynie około 2,5 t/d metali docierało wraz z wodami Odry do Bałtyku, sugeruje to, że około 40-50% ich ładunku było retencjonowane na równinach zalewowych i w korytach rzek zlewni Odry (Lewandowski, Przewłocki 1995).



Ryc. 2. Zmiany ładunku Zn, Cd, Pb i Cu transportowanego w Chalupkach, Wrocławiu i Krajniku w latach 1990-2003 (wg. badań Państwowego Monitoringu Środowiska w: Cydzik i in. 1993, 1994, 1995, 1997, Bożek i in. 1999, 2001, 2002, 2003, 2004) oraz zmiany wartości mediany koncentracji tych metali w osadach dennych zlewni górnej i środkowej Odry (w: Bojakowska, Sokołowska 1994, 1996, Bojakowska i in. 1998c, 2000, Bojakowska, Gliwicz 2003).

Fig. 2. Changes of the Zn, Cd, Pb and Cu load transported in Chalupki, Wrocław and Krajnik in years 1990-2003 and changes of the median concentration values of these metals in the bottom sediments in the upper and middle Odra River drainage basin (according to: State Environmental Agency, in: Cydzik i in. 1993, 1994, 1995, 1997, Bożek i in. 1999, 2001, 2002, 2003, 2004, Bojakowska, Sokołowska 1994, 1996, Bojakowska i in. 1998c, 2000, Bojakowska, Gliwicz 2003). Element loads (tons/year) are given on left axis, median of element concentration in sediments (mg/kg) is on right axis and year is given on horizontal axis of all diagrams.

Zmiany ustrojowe na początku lat 90. zdecydowały o spadku produkcji i racjonalizacji wykorzystania zasobów naturalnych, a także o przeznaczeniu dużych środków na ochronę środowiska. Skutkiem tego jest 40% zmniejszenie ilości ścieków zrzucanych na obszarze zlewni górnej i środkowej Odry (Ciszewski 2003). Generalnym efektem tych zmian jest wyraźne, obserwowane od 1990 r. zmniejszenie się ładunku metali ciężkich odprowadzanych do morza (Niemirycz 1999). Spadek ten jest mało wyraźny w środkowym biegu rzeki (Wrocław) (ryc. 2). Również małe zmiany ładunku metali w Odrze w Chalupkach mogą wskazywać na stosunkowo powolne ograniczenie ilości kadmu, ołowiu i miedzi zrzucanych na obszarze OKOP (ryc. 2).

2.5. Metale ciężkie w aluwiach Odry

Wśród aluwów, w których najczęściej badana jest zawartość metali ciężkich zdecydowanie dominują osady korytowe. Pierwsze badania drobnoziarnistej frakcji osa-

dów korytowych Odry zostały wykonane w latach 1989-91. Stwierdzono bardzo duże różnice koncentracji metali pomiędzy granicą państwa w Chałupkach i ujściem rzeki. Koncentracje cynku wahały się w granicach 450-6685 ppm, ołowiu 80-3955 ppm, miedzi 60-1785 ppm, niklu 35-130, kadmu 0,2-12 ppm. Zdecydowanie najwyższe koncentracje cynku, ołowiu, miedzi i chromu stwierdzono w Głogowie, a kadmu na odcinku Krapkowice-Opole. W osadach stwierdzono stosunkowo dużą mobilność większości pierwiastków wynikającą ze znacznej ich obecności w frakcjach jonowymiennej, węglanowej oraz łatwo redukowalnej (Wardas i in. 1991).

Równocześnie, od 1990 r. rozpoczęto systematyczne pomiary zanieczyszczenia osadów Odry metalami w ramach monitoringu osadów wodnych Polski prowadzonego przez Państwową Inspekcję Ochrony Środowiska. Badania zawartości metali we frakcji <0,2 mm wykazały, że osady Odry we Wrocławiu i Krośnie Odrzańskim oraz jej dopływów – Kaczawy, Ślęzy i Czarnej Wody (Legnica) – należą do najbardziej zanieczyszczonych cynkiem i ołowiem w Polsce (Bojakowska, Sokołowska 1993). Wyniki tych badań, ze względu na grubszą frakcję analizowanych osadów pokazują niższe koncentracje niż uzyskane w czasie wcześniej wspomnianych badań. Niemniej jednak, wyraźnie widoczne jest największe zanieczyszczenie osadów cynkiem pomiędzy Koźlem i Brzegiem oraz miedzią, ołowiem, chromem i cynkiem pomiędzy ujściem Kaczawy i Nysy Łużyckiej. Średnie koncentracje baru, chromu, miedzi, ołowiu i cynku w osadach Odry są przeciętnie kilka-, a nawet kilkunastokrotnie wyższe niż w innych dużych rzekach Polski, z Wisłą włącznie (Bojakowska i in. 1992). W osadach tych nawet 60-70% cynku i kadmu jest związanych w fazie jonowymiennej i węglanowej, natomiast ołów jedynie w 10-20%. Duży udział w wiązaniu kadmu i ołowiu mają także tlenki Fe i Mn. Natomiast ołów występuje głównie, bo w ponad 50%, w fazie organiczno-siarczkowej. Jedynie niewielka, kilkuprocentowa część wszystkich pierwiastków jest trwale związana z minerałami krzemianowymi (Bojakowska, Sokołowska 1992). Wartości mediany koncentracji metali w próbkach uzyskanych w okresie monitoringu osadów w latach 1990-2002, reprezentujących punkty poboru na terenie zlewni górnej i środkowej Odry (ryc. 2), pokazują wyraźny spadek zanieczyszczenia do końca lat 90. i ponowny wzrost w ostatnich latach (Bojakowska, Sokołowska 1994, 1996, Bojakowska i in. 1998c, Bojakowska i in. 2000, Bojakowska, Gliwicz 2003).

Ogólnie, zbieżne z tymi wynikami są rezultaty porównania zanieczyszczenia Odry metalami na początku lat 90. z okresem 10 lat późniejszym (Adamiec, Helios-Rybicka 2002). W próbkach osadów dennych pobranych w 1999 r. w górnym i środkowym biegu Odry do ujścia Nysy Łużyckiej koncentracje cynku wahały się w granicach 2246-196 mg/kg, ołowiu 284-44 mg/kg, miedzi 1259-28 mg/kg, niklu 122-37 mg/kg, a kadmu 92-3 mg/kg. Mimo zauważalnych zmian zanieczyszczenia, wciąż maksymalne wartości przekraczają wielokrotnie koncentracje tła geochemicznego: kadmu 38 razy, ołowiu 10 razy, cynku 12 razy, a miedzi 4,5 razy. Ocena zanieczyszczenia rzeki wg 6-stopniowej logarytmicznej skali Müllera wskazała, że w górnym i środkowym biegu Odry największe zagrożenie stanowi kadm (stopień 4 i 5), cynk (stopień 3, 4 i 5), ołów (stopień

2 i 3), natomiast miedź do ujścia Kaczawy jest w stopniu 1, a poniżej w stopniu 3. Wyniki ekstrakcji chemicznej nieco różnią się od uzyskanych wcześniej. Zawartość tych pierwiastków w fazie kationowymiennej jest mała, kilkuprocentowa. W wiązaniu metali, znacznie większy jest udział węglanów oraz tlenków Mn. Dominującą rolę w wiązaniu metali odgrywają tlenki i wodorotlenki Fe, wiążące przeważnie 40-60% cynku, ołowiu i miedzi (Helios-Rybicka i in. 2000).

Znacznie mniej zanieczyszczone są osady korytowe Odry pomiędzy ujściem Nysy Łużyckiej i Warty. Koncentracje ołowiu, miedzi, cynku, chromu i niklu wskazują na 1 stopień zanieczyszczenia. Niskie również jest zanieczyszczenie rtęcią (Boszke i in. 2004a). Natomiast zanieczyszczenie osadów kadmem, głównie w 3 stopniu, może być źródłem zagrożenia wód rzeki (Boszke i in. 2004b). Stosunkowo niski stopień zanieczyszczenia tych osadów jest niewątpliwie w dużym stopniu związany z grubszą frakcją analizowanych w tym wypadku osadów. W osadach tych nawet 1/3 kadmu, miedzi i niklu była związana w fazach, z których pierwiastki mogą być najłatwiej uwalniane. Jednak podobnie jak w środkowym biegu rzeki, w wiązaniu większości pierwiastków dużą rolę odgrywa faza tlenków i wodorotlenków Fe i Mn. Związanych z nią jest przeciętnie 58% cynku, 44% niklu, 55% chromu oraz większość żelaza i manganu. Również znaczna jest zawartość miedzi, kadmu i niklu w fazie organiczno-siarczkowej, w przybliżeniu 20-30% (Głosińska i in. 2005). Zawartość zarówno metali ciężkich jak i związków chloroorganicznych jest stosunkowo niewielka w dolnym biegu Odry, jakkolwiek ich koncentracje są wyraźnie wyższe od zawartości naturalnych (Protasowicki i in. 1997).

W latach 1997-2000 prowadzone były także badania zanieczyszczenia zawiesiny transportowanej w górnym i środkowym odcinku Odry (Helios-Rybicka i in. 2001). Otrzymane wyniki wskazują z jednej strony na bardzo duży zakres wahań koncentracji metali w zawiesinie, a z drugiej strony na duże zanieczyszczenie rzeki. Maksymalne koncentracje cynku stwierdzono w okolicy Oławy – 31 369 mg/kg oraz w Raciborzu – 17 368 mg/kg w 1998 r. Najwyższe koncentracje ołowiu dochodziły do 401 mg/kg w Chałupkach i 233 w Krośnie Odrzańskim w 1997 r. Z kolei największe koncentracje miedzi zanotowano w 1998 r. w Oławie (24 662 mg/kg) i Cigacicach (298 mg/kg), a kadmu w Chałupkach (35 mg/kg) i Krapkowicach (40 mg/kg) w 1997 r. Najczęstsze koncentracje kadmu w tym okresie wynosiły 7,3 mg/kg, miedzi 79,2 mg/kg, niklu 81,6 mg/kg, ołowiu 97,2 mg/kg, cynku 1221 mg/kg (Adamiec, Helios-Rybicka 2002). W okresie tych badań nastąpiło zmniejszenie zawartości metali w zawiesinie, przeciętnie o 1-2 klasy w 7-stopniowej skali zanieczyszczenia LAWA. Jednak w 2000 r. w niektórych odcinkach środkowej Odry zanieczyszczenie kadmem i cynkiem wciąż było w najwyższej klasie – osadów bardzo silnie zanieczyszczonych (Helios-Rybicka i in. 2001, 2005).

Znaczący wpływ na rozmieszczenie ładunku metali ciężkich w korycie rzeki miała wyjątkowych rozmiarów powódź w 1997 roku. W czasie trwania powodzi w lipcu, ładunek transportowanych metali przy ujściu Odry był 3-4 razy wyższy niż w miesią-

cu o przeciętnym przepływie i wyniósł 1,8 t. ołowiu, 30 kg rtęci, 53 kg kadmu i 5 t. miedzi (Pohl i in. 2002). Wraz ze wzrostem przepływu dobowy ładunek metali wzrósł w stosunku do okresu poprzedzającego powódź: kadmu 17-krotnie, chromu 4-krotnie, niklu 6-krotnie, ołowiu 5-krotnie i cynku 16-krotnie (Lehmann i in. 1999). Skutki przemieszczenia zanieczyszczonych osadów zostały zaobserwowane w dolnym biegu Odry. W stosunku do koncentracji sprzed powodzi zawartości chromu i manganu się zwiększyły, kadmu, cynku i niklu pozostały niezmienione, a wartości ołowiu się zmniejszyły (Protasowicki i in. 1999). Porównanie koncentracji metali w osadach dennych pobranych po powodzi i w 1990 roku może sugerować istotną rolę powodzi w zmniejszeniu ich zanieczyszczenia na środkowej Odrze (Helios-Rybicka i in. 2001).

Powódź w 1997 roku spowodowała również depozycję osadów zanieczyszczonych metalami na równinie zalewowej Odry. Koncentracje metali w tych osadach były jednak przeważnie niższe niż w osadach dennych w tych samych punktach (Helios-Rybicka i in. 1998). Najbardziej zanieczyszczone osady powodziowe akumulowały się w rejonie Głogowa, natomiast najmniej zanieczyszczone w Słubicach i Raciborzu. Formy wiązania metali wskazywały na ich niską mobilność. Duża ich część była związana z frakcją węglanową (Zn 23-40%, Pb 13-65%, Mn 20-38%, Cu do 29%). Jednak zdecydowanie największa część była związana z tlenkami i wodorotlenkami żelaza (do 40% Pb, do 60% Cu i do 50% Zn) (Helios-Rybicka, Strzebońska 1999). Akumulacja powodziowa zanieczyszczonych osadów nie spowodowała wyraźnego zwiększenia zanieczyszczenia gleb obszarów zalanych. W rejonie Wrocławia udział gleb zanieczyszczonych kadmem zwiększył się o 3,7%, miedzią i cynkiem o około 2%, a niklem i ołowiem o około 0,5% (Ocena... 1998). Akumulacja osadów w czasie powodzi w 1997 roku nie zmieniła także zarysów stref występowania na obszarze Wrocławia anomalnie wysokich koncentracji metali. Wskazuje to na długoletnią akumulację zanieczyszczeń wskutek wielokrotnych wylewów oraz emisji ze źródeł przemysłowych jako przyczynę zróżnicowania koncentracji metali w powierzchniowej warstwie gleby (Tomassi-Morawiec 1998).

Metale ciężkie transportowane Odrą zarówno w czasie powodzi jak i w czasie trwania przeciętnych stanów wody akumulują się niemal w całości w lagunie Zalewu Szczecińskiego i bardzo niewielka ich część osiąga Zatokę Pomorską (Protasowicki i in. 1994, Müller-Nawarra i in. 1999, Pohl i in. 2002). Bardzo niskie prędkości przepływu wody poruszanej głównie wiatrem sprzyjają rozwojowi organizmów planktonowych, które sorbują metale ciężkie i obumierając tworzą na dnie zanieczyszczony metalami osad. Agregaty materii organicznej i minerałów ilastych najefektywniej eliminują metale ciężkie z wód Zalewu Szczecińskiego (Glasby i in. 2004). Powierzchniowa warstwa osadów dennych staje się wtórnym źródłem metali ciężkich podnoszonych z dna w wyniku falowania, uwalnianych na skutek rozkładu materii organicznej, utleniania lub żerowania organizmów dennych (Neumann i in. 1998, Pempkowiak i in. 2000, Wiesner i in. 2001). Dzięki mieszaniu się wód i osadów metale ciężkie są stosunkowo równomiernie rozłożone w proksymalnej czę-

ści Zalewu Szczecińskiego, tzw. Roztoce Odrzańskiej. Średnie koncentracje cynku we frakcji $<20 \mu\text{m}$ wynoszą około 800 mg/kg, ołowiu 80 mg/kg, miedzi 87 mg/kg, a kadmu 3,8 mg/kg i przekraczają kilka-, kilkanaście razy wartości tła geochemicznego dla osadów wodnych Polski (Piotrowski 2004). Bardziej zróżnicowane są koncentracje metali we frakcji $<63 \mu\text{m}$ osadów Zalewu Szczecińskiego. Ich średnie wartości są zbliżone do wspomnianych wcześniej. Koncentracje te pomiędzy 1997 i 2000 r., z wyjątkiem miedzi, nie uległy zmianie (Glasby i in. 2004). Ze względu na znaczne zanieczyszczenie osadów bagrowanych z torów wodnych i kanałów portowych Szczecina proponuje się ich składowanie w izolowanych basenach sedymentacyjnych (Niedźwiecki i in. 2001).

Metale ciężkie akumulują się nie tylko na dnie Zalewu Szczecińskiego, ale także w zalewanych okresowo osadach przybrzeżnych. Zmiany koncentracji pierwiastków w pionowych profilach tych osadów są związane ze zmianami ładunku metali doprowadzanego Odrą do Zalewu (Protasowicki i in. 1994). W pionowych sekwencjach tych osadów widoczny jest stopniowy wzrost koncentracji metali, co najmniej do połowy lat 80., a niższe koncentracje w powierzchniowej warstwie mogą sugerować zmiany tej tendencji pod koniec lat 80. Niestety, okres ich poboru (1991 rok) uniemożliwia obserwację zmian w latach 90. (Callaway i in. 1998).

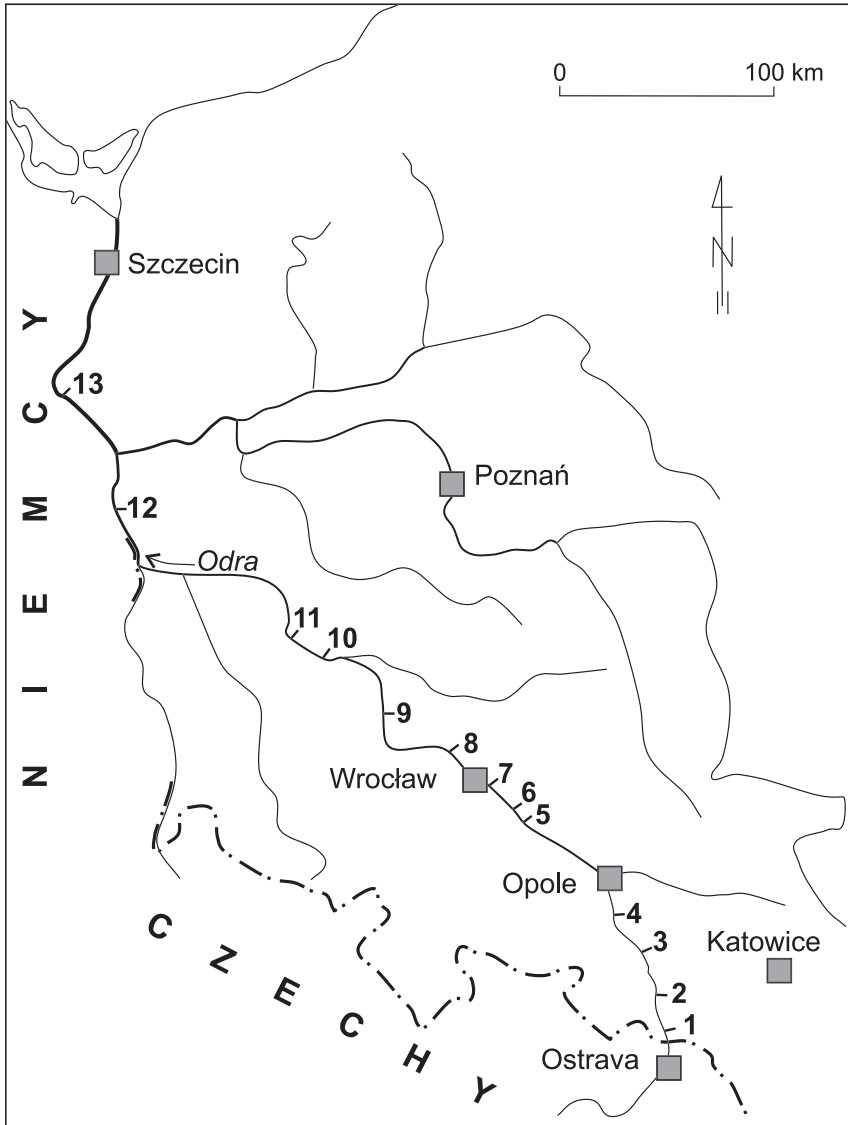
W przeciwieństwie do osadów korytowych, koncentracja metali ciężkich w sekwencjach pionowych osadów pozakorytowych była badana jedynie sporadycznie. Zanieczyszczenie tych osadów zostało stwierdzone na obszarze LGOM (Kucharzewska i in. 1991, Ciszewski 2003). Zmiany zawartości miedzi i ołowiu obserwowane w 20 profilach osadów rozmieszczonych w różnych punktach całej strefy międzywała pozwoliły na korelację wyraźnych pików koncentracji tych pierwiastków z maksymalnym zanieczyszczeniem rzeki na obszarze LGOM (Ciszewski 2003). Ogólnie, wszystkie przeprowadzone badania stwierdzają dominujący wpływ górnictwa i hutnictwa rud metali oraz zakładów produkcji barwników, przemysłu elektronicznego i ścieków komunalnych na zanieczyszczenie aluwii Odry głównie cynkiem, miedzią, ołowiem, kadmem i niklem (Bojakowska, Sokołowska 1998a).

3. Zakres i metodyka badań

3.1. Prace terenowe

Badania zanieczyszczenia XIX i XX-wiecznych osadów pozakorytowych metalami zostały przeprowadzone w pobliżu wybranych posterunków wodowskazowych zlokalizowanych wzdłuż biegu Odry (ryc. 3). Ich wybór był podyktowany rozmieszczeniem głównych źródeł zanieczyszczeń na obszarze zlewni. Lokalizacja profili w większości punktów poprzedzona była analizą XX-wiecznych map topograficznych z lat 70., 80. lub 90. w skali 1: 10 000 i 1: 25 000 oraz wydanych przed II wojną światową w skali 1: 25 000. Dla rejonu Słubic wykorzystano także mapę geologiczną w skali 1: 25 000. Do porównania zmian położenia i szerokości koryta wykorzystano mapy i plany XIX-wieczne wykonane przez Zarząd Regulacji Rzeki Odry (*Oderstrombauverwaltung*). Dla kolejnych odcinków z biegiem rzeki były to mapy autorskie: 1: 5 000 z 1825 r. (Elpel, Haye), 1: 2 500 z 1851 r. (Schylla, Hannig), 1: 5 000 z 1750 r. (Neuwertz), 1: 5 000 z 1843 r. (Ullman, kopia English), 1: 2 500 z 1862 r. (Wolf), 1: 2 500 z 1863 r. (Julius Geisler), 1: 2 500 z 1778 r. (Neuwertz), 1: 2 500 z 1850 r. (Neitzke), 1: 2 500 z 1851 r. (E. König), 1: 10 000 z 1867 r. (Kaumann), 1: 5 000 z 1862 r. (Müller), 1: 10 000 z 1864 r. (von Koeltze) oraz kilka map autorów nieznanych. Ich duża skala umożliwiła nałożenie kilku różnowiekowych edycji map i odtworzenie zmian koryta na przestrzeni około 150 lat. Różnice w położeniu brzegu koryta pozwoliły na określenie przybliżonej daty początku depozycji osadów oraz szerokości stref, w których miała miejsce akumulacja osadów.

W górnym biegu profile zostały usytuowane w Krzyżanowicach (pkt 1) i Grzegorzowicach (pkt. 2). Zawartość metali w osadach odsłoniętych w tych profilach jest spowodowana działalnością hut, kopalń i innych zakładów przemysłowych w Ostrawsko-Karwińskim Okręgu Przemysłowym (OKOP). Osady pobrane w Koźlu (pkt. 3) i Krapkowicach (pkt. 4) znajdują się poniżej ujścia największej rzeki zachodniej części Górnego Śląska – Kłodnicy, a także mniejszych: Bierawki i Rudy. Rzeki te od niemal 200 lat transportują zanieczyszczenia pochodzące z zachodniej części Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (GOP). Osady pobrane w pobliżu Oławy (pkt. 5), w Jelczu (pkt. 6) i w Trestnie (pkt. 7) powyżej Wrocławia, mogą być zanieczyszczone metalami ciężkimi wskutek działalności między innymi huty cynku, a także innych zakładów położonych na terenie Oławy, w zlewni Małej Panwi i Nysy Kłodzkiej oraz w wyżej położonych odcinkach rzeki. Punkty poboru osadów w sąsiedztwie miejscowości Uraz (pkt. 8) zlokalizowano w celu uchwycenia wpływu zanieczyszczeń pochodzących z miasta Wrocławia na skład osadów. Następnym z biegiem rzeki ogniskiem zanieczyszczenia metalami ciężkimi jest Legnicko-Głogowski Okręg Miedziowy (LGOM), który powoduje zanieczyszczenie Odry i jej osadów poniżej ujścia Kaczawy. Na obszarze LGOM osady pobrane zostały w Ścinawie (pkt. 9) i w Nowej Soli (pkt. 11). W pracy wykorzystano także wybrane profile osadów pobranych w pobliżu Bytomia Odrzańskiego (pkt. 10) (Ciszewski 2003). Środkowy od-



Ryc. 3. Lokalizacja punktów poboru prób; 1. Krzyżanowice, 2. Grzegorzowie, 3. Koźle, 4. Krapkowice, 5. Olawa, 6. Jelcz, 7. Trestno, 8. Uraz, 9. Ścinawa, 10. Bytom Odrzański, 11. Nowa Sól, 12. Słubice, 13. Gozdowice.

Fig. 3. Location of the sampling points (names of sampling points are given above).

ciniek Odry zamyka punkt poboru próbek w Słubicach (pkt. 12). W dolnym biegu rzeki, w którym nie ma dużych źródeł zanieczyszczeń, próbki osadów pobrano tylko w Gozdowicach (pkt. 13). W pobliżu tej miejscowości kończy się także zabudowa brzegów Odry ostrogami.

W każdym z wybranych punktów wykonanych zostało od dwóch do pięciu profili pionowych. Część z profili stanowiła odkrywki brzegowe. Jednak większość

została wykonana w odległości od kilku do kilkunastu metrów od krawędzi zwierciadła wody. Głębokość tych profili wahała się od 25 cm do około 4 metrów. Profile pionowe pobrane z osadów aluwialnych są w dalszej części pracy nazywane „profilami”. Ze względu na dużą poziomą zmienność uziarnienia i zawartości materii organicznej w osadach, dla uzyskania odpowiedniej reprezentatywności profile lokalizowano tak, aby uniknąć opróbowania ekstremalnej, kilkudziesięciocentymetrowej miąższości warstw osadów piaszczystych deponowanych w czasie jednej powodzi. W osadach warstwowanych pobierano przeważnie osady z ilości warstw większej niż 1, dla uzyskania koncentracji uśrednionych. W odcinku Odry poniżej Wrocławia poszukiwano miejsc, w których tempo przyrostu osadów jest na tyle znaczące, aby otrzymać możliwie czytelny obraz zmian ich zanieczyszczenia w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat. Lokalizacja większości profili poprzedzona więc była serią kilku-, kilkunastu płytszych wykopów rozpoznawczych. W kilku profilach z powodu trudności w pobraniu próbek z dużej głębokości przez osypujący się piasek został wykorzystany świder puszkowy. Próbkę były pobierane z warstw miąższości przeciętnie 0,5-4 cm w profilach o widocznych cechach wolnego przyrastania (duża kompakcja osadów, brak warstwowania lub wyraźna ich laminacja). Osady szybko przyrastające o wyraźnym warstwowaniu były pobierane z warstw o zmiennym interwale dostosowanym do ich naturalnego warstwowania, przeciętnie co kilkanaście centymetrów. Objętość pobieranych próbek była bardzo zmienna. Wahała się ona od kilkunastu dekagramów dla próbek pylasto-ilastych do 3-4 kilogramów dla próbek żwirów.

Ponadto, na równinie zalewowej Odry koło Jelcza i koło Oławy wykonano serię płytkich profili „krótkich” do głębokości 35 cm. Celem tego było porównanie zmian w zawartości badanych pierwiastków w powierzchniowej części profili długich i profilach „krótkich”. Na tej podstawie oceniono dla jak dużej strefy zmiany obserwowane w profilach długich są reprezentatywne. Badania te uwzględniały dwa główne czynniki: wysokość równiny zalewowej i odległość od koryta, które, jak wiadomo z wcześniejszych badań, wpływają na rozmieszczenie metali ciężkich (Brewer, Taylor 1997, Ciszewski 2001, Ciszewski, Wyźga 2005). Wysokość równiny zalewowej w Jelczu i Oławie różniła się o 0,5-1,5 m. W pobliżu obu miejscowości profile zlokalizowano w podobnej, wzrastającej od brzegu rzeki odległości około: 3, 15, 35, 70 i 130 m. Profile „krótkie” sytuowano w 4 przekrojach poprzecznych, prostopadłych do brzegu. Wykonano 40 takich profili, po 20 w Jelczu i Oławie. W każdym profilu pobierano po 3 próbki we wzrastającej głębokości: 0-5, 5-15 i 15-35 cm.

3.2. Prace laboratoryjne

Fracja analizowanych osadów ma istotny wpływ na oznaczoną koncentrację metali, dlatego w badaniach osadów stosuje się separację frakcji od ilastej (<2 μm) w badaniach aluwioów dużych rzek zanieczyszczonych, po frakcje <20 μm , <125 μm , <200 μm , <500 μm w próbkach pobieranych z rzek mniejszych oraz wykorzystywa-

nych przy sporządzaniu atlasów geochemicznych (Plant i in. 1997). W Polsce dla potrzeb monitoringu zanieczyszczenia rzek stosuje się frakcję $<200 \mu\text{m}$ wykorzystywaną również do sporządzania atlasów geochemicznych Polski i jej regionów w różnej skali (Bojakowska, Sokołowska 1998a). Najczęściej wykorzystywaną i rekomendowaną do badań zmian zanieczyszczenia metalami ciężkimi osadów w czasie oraz poznania ich przestrzennego zróżnicowania jest frakcja $<63 \mu\text{m}$ (Kersten, Smedes 2002). Frakcja ta ma najczęstsze zastosowanie w badaniach zanieczyszczenia nizinnych rzek aluwialnych (Förstner, Wittman 1983, Helios-Rybicka 1986). W żwirowodnych rzekach górskich i wyżynnych za drobnoziarnistą uważa się frakcję $<1 \text{ mm}$ i ona jest głównie przedmiotem analiz porównawczych (Macklin i in. 1994). Zmiany koncentracji metali we frakcji $<63 \mu\text{m}$ są także najlepszym markerem stratygraficznym piaszczysto-pylastych osadów aluwialnych umożliwiającym ich korelację pomiędzy profilami (Macklin, Klimek 1992, Ciszewski, Malik 2004, Middelkoop 2002). Również w przeprowadzonych badaniach zanieczyszczenia aluwów Odry wydzielono frakcję $<63 \mu\text{m}$ ($0,063 \text{ mm}$). Wydzielanie tej frakcji służyło przede wszystkim poznaniu względnych różnic koncentracji metali w profilach oraz porównaniu zanieczyszczenia w profilach pobranych z różnych miejsc w dolinie Odry.

Przy pobieraniu, suszeniu i przesiewaniu wszystkich próbek stosowano tą samą metodykę. Osady spoiste były wykrawane nożem ze stali nierdzewnej, a następnie pobierane łopatką plastikową. Próbki były suszone w temperaturze 105°C i następnie ugniatane w moździerzu dla wydobycia fragmentów korzeni i roślin. Próbka była następnie przesiewana przez sito $\phi 1 \text{ mm}$ i dzielona. Jedna część próbki była przesiewana przez sito $\phi 63 \mu\text{m}$. Druga część wybranych próbek została wykorzystana dla oznaczenia ich składu granulometrycznego. Oznaczenia te wykonano poprzez przesiewanie na mokro i uzupełniono oznaczeniami areometrycznymi. Próbki osadów piasków gruboziarnistych i żwirowych rozdzielano na główne frakcje metodą sitową. Wyniki analiz granulometrycznych zostały naniesione na krzywą kumulacyjną uziarnienia. W pracy przedstawione zostały dla wybranych próbek, obliczone graficznie, wartości możliwie syntetycznie odzwierciedlające zmienność osadów: Mz, Me, $\phi 16$, $\phi 84$. Naważki próbek o masie $0,5 \text{ g}$, frakcji $<0,063 \text{ mm}$, ekstrahowano 10 ml HNO_3 z dodatkiem $2 \text{ ml H}_2\text{O}_2$ w bombach teflonowych przy wykorzystaniu techniki mikrofalowej. Ekstrakcję przeprowadzono zgodnie z metodyką rekomendowaną przez EPA (SW846-3051). Czas ekstrakcji wynosił 10 min przy ciśnieniu 70 psig . Próbki następnie filtrowano i roztwór uzupełniano do 50 ml . W otrzymanych roztworach oznaczano cynk, kadm, ołów, miedź, nikiel i mangan. Dokładność oznaczeń była sprawdzona przy użyciu próbki referencyjnej SRM 1645, kilkukrotnym oznaczaniu duplikatów wybranych próbek oraz porównań z oznaczeniami w innych laboratoriach. Błędy oznaczeń przeważnie nie przekraczały 10% , a dla ołowiu 15% . Straty prażenia (SP) oznaczono w temperaturze 550°C dla frakcji ziarnowej $<1 \text{ mm}$ wszystkich próbek, a w wybranych profilach także we frakcji

ziarnowej <0,063 mm. W próbkach z profili w Krzyżanowicach oznaczono aktywność cezu przy wykorzystaniu standardowego spektrometru promieni gamma z detektorem germanowym.

W próbkach pobranych z czterech profili w rejonie Oławy wykonano specjację metali ciężkich. Próbkę pobrano z poziomów różnej głębokości. Ekstrakcję sekwencyjną wybranych próbek we frakcji <0,063 mm przeprowadzono według następującego schematu (Kersten, Förstner 1986):

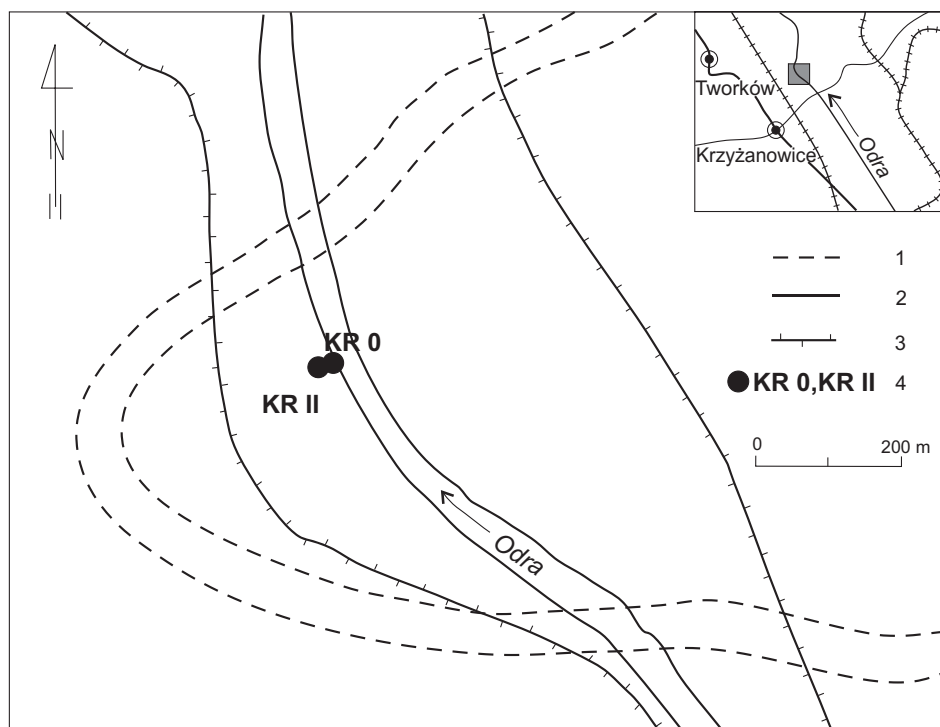
- Stopień 1:** Metale na pozycjach wymiennych. Próbkę osadu poddano ekstrakcji 1 M octanu amonu przy pH 7, stosunku fazy stałej do roztworu 1:20 i czasie wytrząsania równym 2 godziny.
- Stopień 2:** Metale związane z węglanami. Residuum po 1 stopniu poddano ekstrakcji 1 M octanu sodu i kwasu octowego przy pH 5, stosunku fazy stałej do roztworu 1:20 i czasie wytrząsania równym 2 godziny.
- Stopień 3:** Metale związane z amorficznymi tlenkami Mn i częściowo Fe – fazy łatwo redukowalne. Residuum po 2 stopniu poddano ekstrakcji 0.1 M chlorku hydroksylaminy + 0.01 M HNO₃ przy pH 4, rozcieńczeniu 1:100 i czasie wytrząsania 12 godzin.
- Stopień 4:** Metale związane z amorficznymi i słabo krystalicznymi tlenkami Fe – fazy średnio redukowalne. Residuum po 3 stopniu ekstrakcji poddano działaniu 0.2 M szczawianu amonu + 0.2 M kwas szczawiowy przy pH 3, rozcieńczeniu 1:100, i czasie wytrząsania równym 24 godziny.
- Stopień 5:** Metale związane z substancją organiczną i siarczkami – fazy organiczno-siarczkowe. Residuum po 4 stopniu poddano ekstrakcji 30% H₂O₂ przy pH 2 ustalonym za pomocą HNO₃ w temp. 85°C w czasie 5 godzin. Następnie w temperaturze pokojowej metale ekstrahowano octanem amonu.
- Stopień 6:** metale związane w fazach krzemianowych – residuum. Residuum po 5 stopniu poddano roztwarzaniu stężonym HF + HClO₃ w stosunku 7:3 w bombach teflonowych w temp 13°C przez 2 godziny. Po odparowaniu ogrzewano przez 1 godz. z stężonym HCl, a następnie z 10 ml H₂O w łaźni piaszkowej. Roztwory uzupełniano do 50 ml.

Określenie lokalnego tła geochemicznego przy zastosowaniu procedur statystycznych jest bardzo czasochłonne i kosztowne, ponieważ wymaga dużej ilości próbek pobranych w miejscach, w których wpływ działalności antropogenicznej był co najwyżej niewielki (Matschullat i in. 2000). W przeprowadzonych badaniach za wartość tła geochemicznego przyjęto średnią koncentrację obliczoną dla próbek piaszczystych osadów akumulowanych w dolnej części profili, przed epoką XIX-wiecznej industrializacji i charakteryzujących się najniższą zawartością metali. Osady o wyższej zawartości metali ciężkich określano w dalszej części pracy jako zanieczyszczone metalami lub po prostu jako osady zanieczyszczone.

4. Zróźnicowanie zanieczyszczenia XIX i XX-wiecznych aluwiów Odry

4.1. Krzyżanowice

W Krzyżanowicach, w górnym biegu Odry, dwa profile zostały usytuowane w odcinku będącym przekopem długości około 800 m, wykonanym przez zakole rzeki w 1850 r. (ryc. 4). Profile znajdują się przy lekko wklęsłym brzegu rzeki o stosunkowo niewielkiej krzywiźnie. Mimo, że jest on bardzo stromy i pozbawiony zwartej pokrywy darni, współcześnie jego erozja jest niewielka. Wskazuje na to porośnięcie krawędzi brzegu krzewami wikliny od górnej krawędzi do samego niemal lustra wody. Szerokość równiny zalewowej na lewym brzegu rzeki jest ograniczona wysokim wałem przeciwpowodziowym do około 150 m. Powierzchnia równiny w górnej części zakola została wyrównana podczas naprawy wałów i budowy nowego mostu na Odrze w Krzyżanowicach. Natomiast powierzchnia pozostałej części tej równiny, znajdująca się w pobliżu miejsc poboru prób, jest nierówna. Bezpośrednio wzdłuż brzegu rzeki, na długości co najmniej 50 m, ciągnie się piaszczysty wał brzegowy osiągający wysokość około

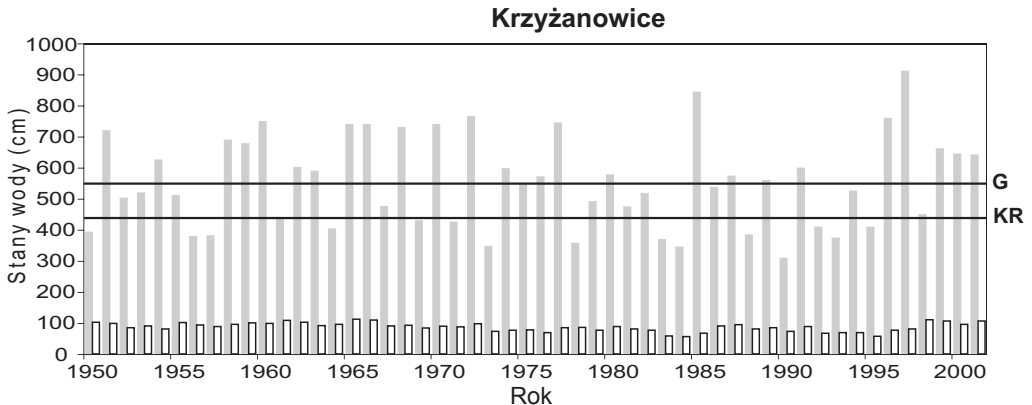


Ryc. 4. Lokalizacja miejsc poboru prób w Krzyżanowicach; 1. współczesny bieg rzeki, 2. bieg rzeki do 1850 roku, 3. wały przeciwpowodziowe, 4. usytuowanie profili.

Fig. 4. Location of sampling points at Krzyżanowice; 1. present river course, 2. river course before 1850, 3. embankment, 4. location of profiles.

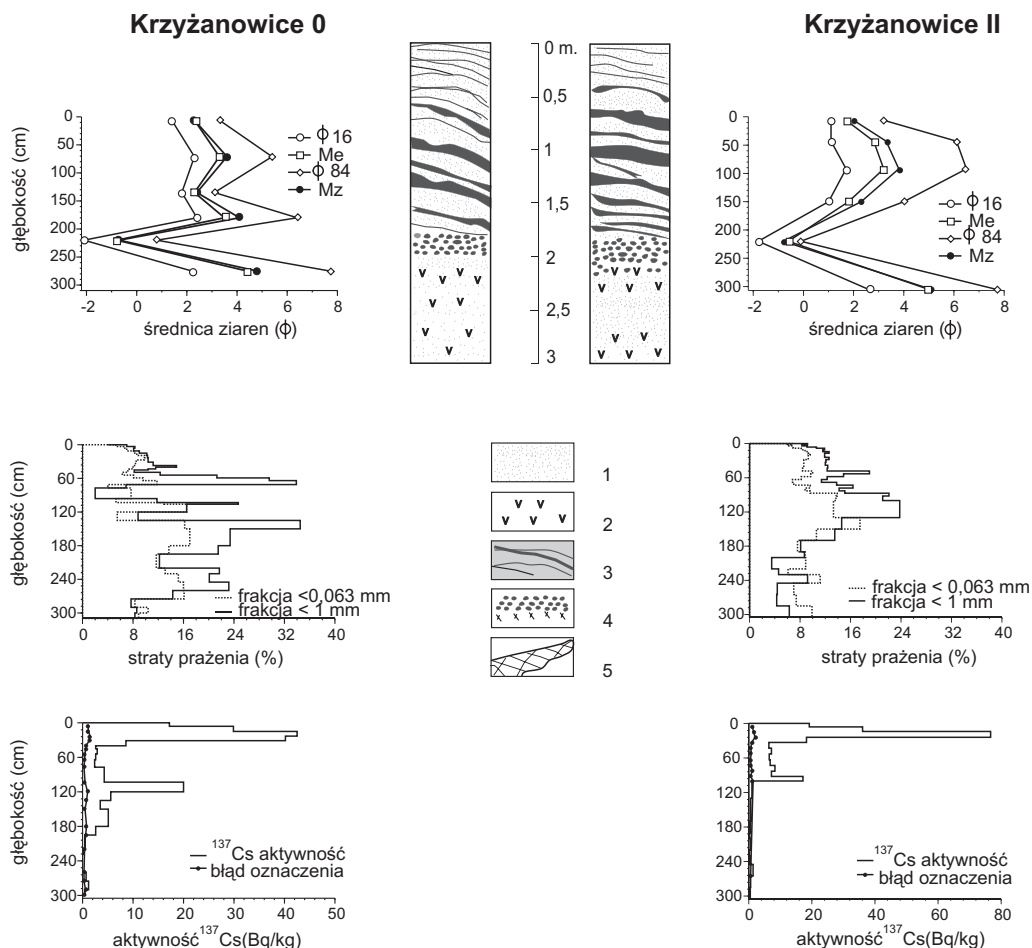
1 m. W płytkich wykopach, które w nim wykonano obserwowano jedną dominującą warstwę osadów o miąższości dochodzącej do około 50 cm. W jej części proksymalnej, w spągu, widocznych jest także kilka mniejszej miąższości warstw piaszczystych. Cechy strukturalne wału przykorytowego wskazują na wielokrotną akumulację osadów w czasie licznych dużych powodzi, w tym największą w 1997 roku i świadczą pośrednio o stosunkowo dużej stabilności brzegu w miejscu poboru prób. Równoległe do wału ciągnie się obniżenie ograniczone mniej lub bardziej wyraźną krawędzią wysokości do około 0,5 m. Jest ona oddalona od brzegu rzeki przeważnie o kilka metrów. Wyżej znajdująca się powierzchnia przechodzi w kierunku wału przeciwpowodziowego w dość wyraźne obniżenie, które, jak wskazuje analiza starszych map, jest fragmentem koryta odciętego w 1850 r., dziś już w dużym stopniu wypełnionego osadami. Powierzchnia równiny przy tym zakręcie rzeki jest porośnięta krzewami i drzewami, głównie wierzbą. Mimo znacznej wysokości równiny – około 3 m nad przeciętny poziom wody – jest ona niemal co roku zalewana (ryc. 5).

Profile znajdują się w odległości 4 m od siebie, w powierzchni równiny ograniczonej widoczną krawędzią, w miejscu, w którym kończy się wyraźny wał przykorytowy. Profil KR0 znajduje się przy samej krawędzi koryta i został wykopem połączony z miejscem, w którym pobrano profil KRII. Wykop ten umożliwił prześledzenie przebiegu poszczególnych warstw osadów. W obydwóch profilach widoczne są osady bardzo wyraźnie warstwowane, na przemian występują warstwy jasne, wyraźnie piaszczyste i bardziej pylaste, warstwy ciemniejsze (ryc. 6). W części stropowej warstwy są mniejszej miąższości, natomiast niżej widoczne są warstwy przeciętnie kilkunastocentymetrowej miąższości. Na głębokości 2 m występują płaskie otoczaki średnicy kilku centymetrów okrywające żwiry średnicy 1-2 cm. Poniżej występują żwiry z coraz większym udziałem



Ryc. 5. Roczne stany maksymalne i minimalne w Krzyżanowicach i wysokość równiny zalewowej w miejscach lokalizacji profili w Krzyżanowicach (KR) i Grzegorzowicach (G).

Fig. 5. Annual maximum and minimum water stages at Krzyżanowice and the height of floodplain at sampling points in Krzyżanowice (KR) and Grzegorzowice (G). Water stages(cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.



Ryc. 6. Średnica ziaren osadów, straty prażenia i aktywność ^{137}Cs w próbkach osadów pobranych z profili w Krzyżanowicach; główne cechy stratygrafii osadów w profilach pobranych wzdłuż rzeki Odry; 1. piaski, 2. silty, 3. warstwy osadów, 4. żwir, wytrącenia tlenków żelaza, 5. kamienie ostróg.

Fig. 6. Grain-size diameter, losses on ignition and ^{137}Cs activity in sediment profiles sampled at Krzyżanowice; main stratigraphical features within profiles sampled along Odra River (on all drawings); 1. sands, 2. silts, 3. sediment layers, 4. gravels, ferric oxide precipitation spots, 5. groyne stones. Grain size diameter (ϕ) is given on the horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are on horizontal axis of lower diagrams and cesium activity (Bq/kg) is given on the lowest diagrams. Depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams.

łem drobniejszych frakcji. Warstwa ta ma miąższość około 30 cm. Pod żwirami w obu profilach występują muły barwy ciemnoszarej lub prawie czarnej z dużym udziałem frakcji pylasto-ilstej.

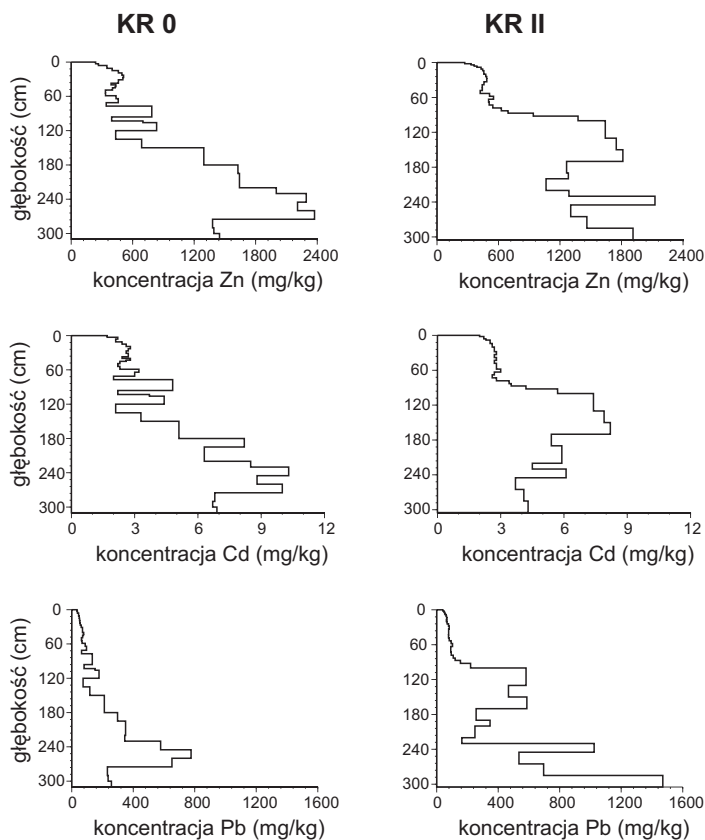
W wykonanym wykopie warstwy są lekko nachylone w kierunku brzegu, jednak ich miąższość jest bardzo nierówna. Większość warstw, zwłaszcza w dolnej części profilu, powyżej żwirów, można obserwować na długości nie większej niż 2-3 m. Na przestrzeni

całego odsłonięcia udało się prześledzić zaledwie dwie warstwy piaszczyste oraz warstwę żwirową. Warstwa najwyższej leżąca występuje przy brzegu na głębokości 70 cm, a 4 m od niego na głębokości około 60 cm. Rzeczywista różnica wysokości jest około 10 cm większa, ponieważ profil przy brzegu jest usytuowany nieco niżej. Druga ciągła warstwa występuje przy brzegu na głębokości 115 cm, a 4 m od niego na głębokości 25 cm mniejszej. Rzeczywista różnica wysokości wynosi zatem 35 cm. Przebieg warstw wskazuje również, że osady w obu profilach były akumulowane w tym samym okresie. Natomiast kilka warstw miąższości około 30-40 cm w profilu oddalonym 4 m od brzegu, leżących bezpośrednio na żwirach, szybko wyklinowujących się, jest wyraźnie starszych od akumulowanych na podobnej głębokości przy brzegu.

Odzwierciedleniem widocznego makroskopowo zróżnicowania osadów są zmiany średniej średnicy oraz mediany, jak również 16 i 84 percentyla odczytanych z krzywej kumulacyjnej rozkładu uziarnienia wybranych próbek (ryc. 6). Udział frakcji drobniejszych maleje wyraźnie w warstwie powierzchniowej w stosunku do osadów akumulowanych wcześniej. Wszystkie są jednak piaskami drobno- i bardzo drobnoziarnistymi. Frakcja żwirów oraz ich charakterystyczne zróżnicowanie w warstwie 30 cm wskazuje, że stanowią one fragment bruku korytowego. Podobne żwiry można dziś obserwować w czasie niskich stanów wody w łachach korytowych w granicznym, nieuregulowanym odcinku Odry powyżej połączenia z rzeką Olzą. Bruk ten musiał powstać po wykonaniu przekopu, a więc po 1850 r. Wskazuje to, że osady pozakorytowe są młodsze, natomiast drobnoziarniste, głównie pylaste osady występujące na większej głębokości były akumulowane najprawdopodobniej po utworzeniu przekopu, jednak przed powstaniem bruku korytowego.

Zawartość materii organicznej (wyrażona jako wartość strat prażenia – SP) jest zróżnicowana zarówno w badanych warstwach, jak i pomiędzy profilami (ryc. 6). Maksymalne wartości SP dochodzą do 35%. Są one wyższe w osadach pozakorytowych w profilu przy brzegu niż w profilu w większej odległości od niego. Wysokie wartości SP występują także pod żwirami przy brzegu i są trzykrotnie wyższe niż 4 m od brzegu. W powierzchniowej warstwie miąższości około 0,5 m widoczny jest także stały, choć niewielki, spadek wartości SP od około 12 do 8%. Znaczący wpływ na wysoką wartość SP miała, szczególnie w dolnej i środkowej części profilu, obecność miazgi węglowej. Makroskopowo, stanowiła ona w niektórych próbkach ponad 50% ilości ziaren frakcji 0,1-0,3 mm.

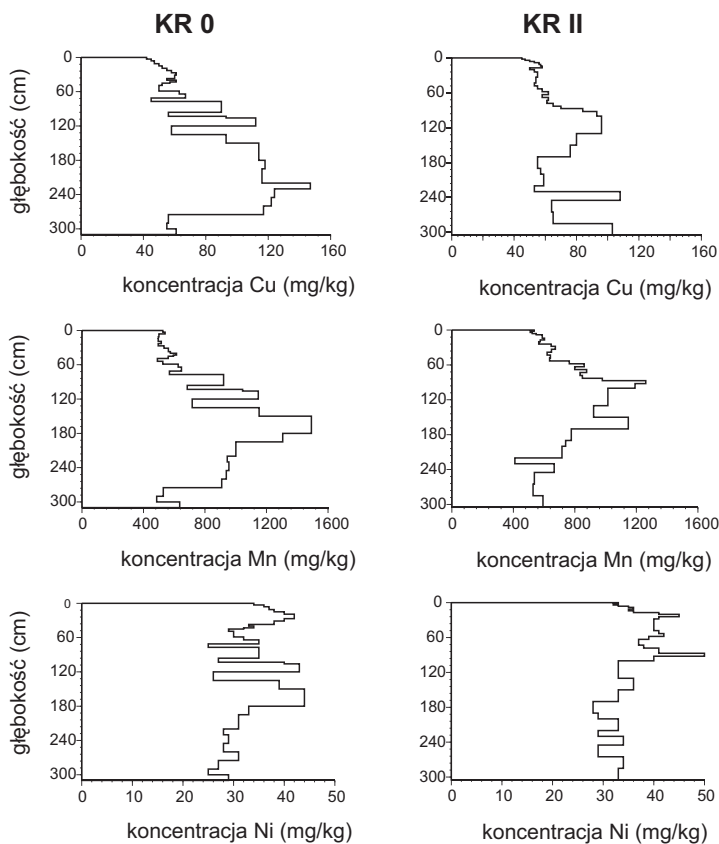
W profilach w Krzyżanowicach bardzo wyraźnie widoczne są duże różnice koncentracji badanych pierwiastków (ryc. 7, 8). Maksymalne koncentracje cynku, ołowiu i miedzi są widoczne, co jest zresztą dość zaskakujące, w warstwie osadów występującej bezpośrednio pod żwirami bruku korytowego. Szczególnie wysokie są koncentracje ołowiu i cynku. Różnica koncentracji ołowiu w tej warstwie i w żwirach jest aż 5-krotna 4 m od brzegu i tylko 2-krotna przy samym brzegu. Natomiast różnice koncentracji cynku pomiędzy tymi warstwami w obu profilach są dość podobne. Odwrotna tendencja jest widoczna w zmianach koncentracji kadmu i miedzi, to znaczy pod żwirami wyższe są one przy brzegu niż 4 m od niego. W przeciwieństwie do tych pierwiastków koncentracje niklu są najmniej zróżnicowane, chociaż wyższe są one w powierzchniowej części obu profili.



Ryc. 7. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów pobranych w Krzyżanowicach.

Fig. 7. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles sampled at Krzyżanowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

Drugą charakterystyczną cechą jest występowanie wyraźnego maksimum koncentracji cynku, ołowiu, miedzi, kadmu i manganu w warstwie 100-170 cm w profilu oddalonym 4 m od brzegu. Pik tych pierwiastków występuje także w warstwie 150-190 cm w profilu leżącym przy brzegu, a przebieg warstw w wykopie wskazuje jednoznacznie, że są to osady równowiekowe. Jakkolwiek więc, zmiany zanieczyszczenia osadów pozakorytowych w obu profilach są synchroniczne, to wysokości koncentracji poszczególnych pierwiastków są w obu profilach różne. Interesującą zbieżnością są niższe wartości koncentracji pierwiastków o różnych właściwościach chemicznych: cynku, ołowiu i kadmu przy brzegu koryta, niż w większej odległości od niego. W przeciwieństwie do nich, koncentracje miedzi są podobne, a manganu nieco wyższe przy brzegu. Trzecią, jak się wydaje dość charakterystyczną cechą, jest występowanie stosunkowo niewielkiego pik koncentracji cynku i miedzi w równocześnie, jak wskazuje przebieg warstw, deponowanych w obu profilach osadach w warstwie 0-50 cm. Analogiczny pik koncentracji kadmu, niklu i ołowiu widoczny jest, choć raczej słabo, jedynie w profilu przybrzeżnym.



Ryc. 8. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów pobranych w Krzyżanowicach.

Fig. 8. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles sampled at Krzyżanowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

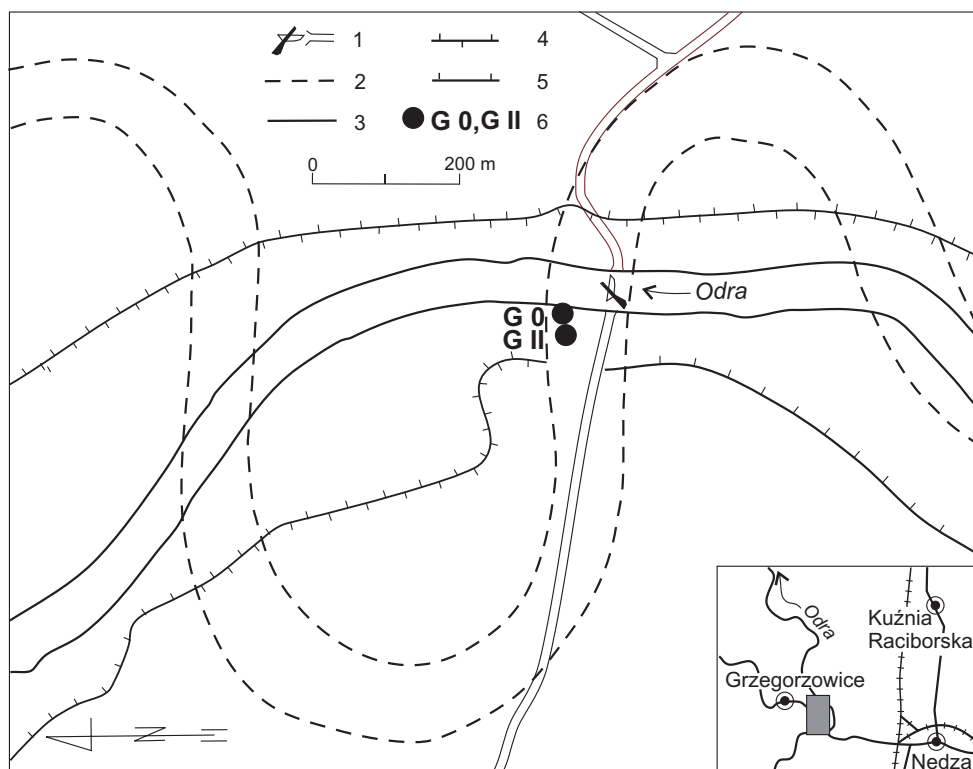
* * *

Jakkolwiek zróżnicowanie koncentracji metali w analizowanych profilach jest duże, ogólnie budują je osady silnie zanieczyszczone cynkiem, ołowiem oraz kadmem i stosunkowo mało pozostałymi pierwiastkami. Widoczne jest to szczególnie dobrze przez porównanie tych koncentracji do średnich z najniższych zawartości metali w piaszczystych osadach akumulowanych nie później niż w XIX w. w profilach w Koźlu i Oławie. Wynoszą one: Zn – 43 mg/kg, Cd – 0,5 mg/kg, Pb – 12 mg/kg, Cu – 14 mg/kg, Ni 23 – mg/kg, Mn – 524 mg/kg i mogą być przyjęte za wartości lokalnego tła geochemicznego. Można więc uznać, że co najmniej 3 metrowej miąższości osady w tym odcinku są znacząco zanieczyszczone metalami ciężkimi. Najprawdopodobniej jednak zasięg przestrzenny występowania tak dużej miąższości osadów zanieczyszczonych nie jest duży. Występowanie bruku korytowego wskazuje, że znajdują się one w dawnym korycie, które z czasem uległo zawężeniu. Z kolei, zasięg dawnego koryta sugeruje występowanie opisywanej wcześniej krawędzi wysokości około 0,5 m, widocznej dziś

w rzeźbie równiny zalewowej w pobliżu miejsca badań. Jej odległości od brzegu nie przekraczającej 10 m nie można jednak ustalić dla dłuższego odcinka, ponieważ obszar międzywała na znacznej długości został zrównany. Większą nawet o około 20 m szerokość strefy wypełnienia osadami dawnego koryta w badanym zakręcie rzeki może sugerować szerokość współczesnego koryta, mniejsza o około 1/3 niż w odległości 100 m poniżej i powyżej tego zakrętu (ryc. 4). Strefy wypełnionej zanieczyszczonymi osadami znacznej miąższości, prawdopodobnie przeważnie kilku-, kilkunastu metrów, można spodziewać się wzdłuż znacznej części odcinka pomiędzy Raciborzem i Olzą.

4.2. Grzegorzowice

Miejscowość Grzegorzowice, w której zlokalizowano następne dwa profile znajduje się w odcinku pomiędzy Raciborzem i Koźlem. Na odcinku tym bieg rzeki zaczęto skracać już w drugiej połowie XVIII w. Liczne meandry Odry w Grzegorzowicach odcięto w 1820 r. skracając bieg rzeki ponad 2-krotnie na odcinku około 2 km. Obydwa profile zostały usytuowane w miejscu, w którym przebiegało koryto XVIII-wieczne (ryc. 9).



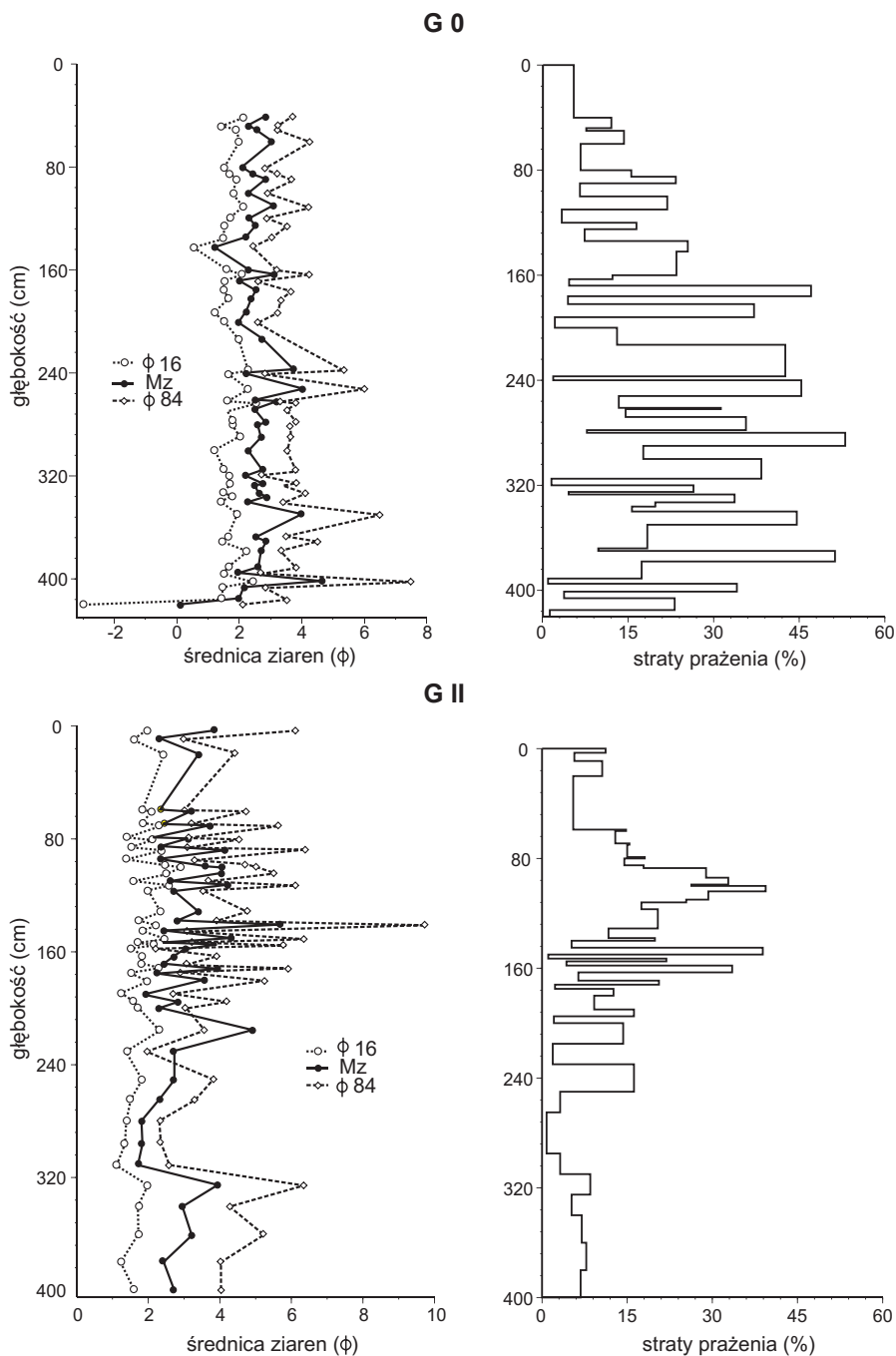
Ryc. 9. Lokalizacja miejsc poboru prób w Grzegorzowicach; 1. prom, droga, 2. bieg rzeki do 1820 roku, 3. współczesny bieg rzeki, 4. wały przeciwpowodziowe, 5. krawędź terasy, 6. usytuowanie profili.

Fig. 9. Location of sampling points at Grzegorzowice; 1. ferry, road, 2. river course before 1820, 3. present river course, 4. embankment, 5. terrace edge, 6. location of profiles.

Profil G0 został zlokalizowany przy krawędzi współczesnego brzegu, a profil GII w odległości około 20 m od niego. Współcześnie, krawędzie koryta XVIII-wiecznego i utworzonego później przekopu, w którym obecnie płynie Odra, są niewidoczne. Jednak dzięki prowadzonym w tym miejscu aktualnie pracom regulacyjnym i budowie wałów, w wykonanym obok miejsca poboru prób wykopie zaobserwowano fragmenty kamiennej opaski występujące około 2 m poniżej powierzchni terasy. Poniżej, około 1-2 m, widoczna natomiast była warstwa żwirów korytowych związanych z korytem XVIII-wiecznym. Wysokie położenie opaski, a także żwirów dawnej łachy korytowej, oraz 5-metrowa wysokość współczesnej terasy zalewowej, wyższa o około 1 m niż w Krzyżanowicach, wskazują na wcięcie koryta w równinę zalewową już po uregulowaniu rzeki, prawdopodobnie nie mniej niż 3 m.

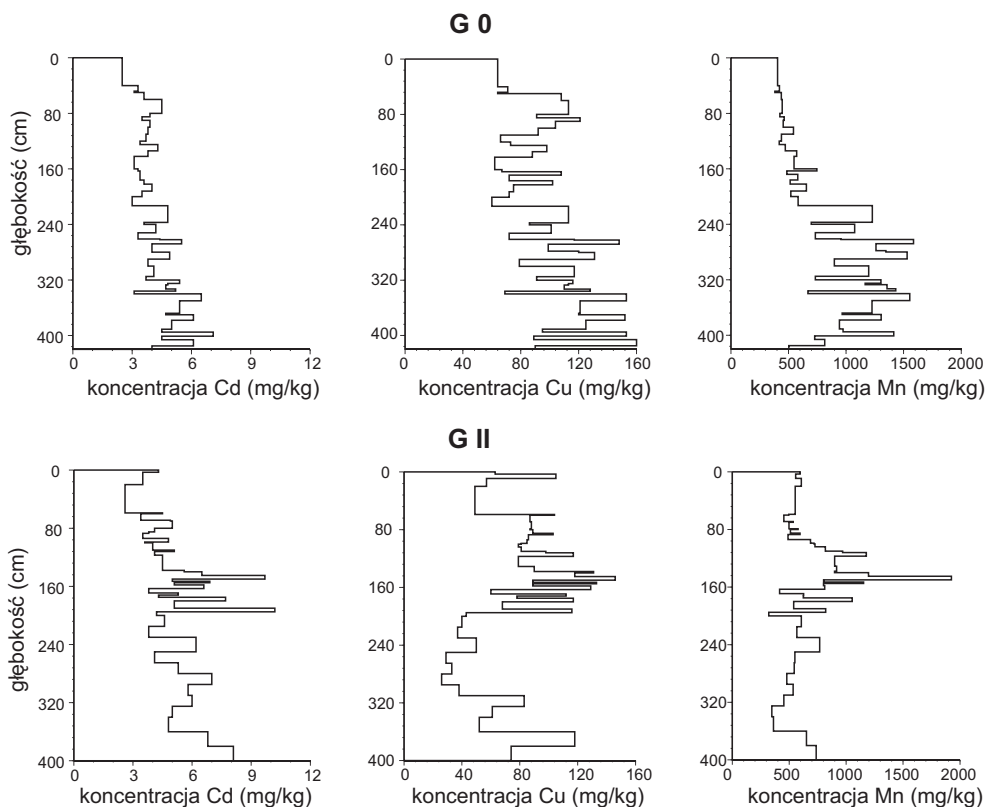
W obydwóch profilach odsłaniają się bardzo podobne osady zalegające na żwirach korytowych z XVIII/XIX w., napotkanych na głębokości poniżej 4 m (GII) i poniżej 4,2 m (G0). Głębokość zalegania żwirów jest więc bardzo podobna do obserwowanej w wykopie. Ich średnia średnica wskazuje na duży udział żwirów drobnoziarnistych ze znaczną domieszką frakcji piaszczystych. Powyżej akumulowały się piaski drobno- i bardzo drobnoziarniste (Mz 2-4φ) przewarstwione osadami o znacznej domieszce pyłów (ryc. 10). Pobierane oddzielnie warstwy jasne piaszczyste i ciemniejsze piaszczysto-pylaste są znacznie bardziej zróżnicowane w profilu położonym w większej odległości od brzegu (GII). Różnice średniej średnicy w „parze” takich warstw wynoszą nawet 2φ, przeważnie jednak nie przekraczają 0,5φ. Przeciętna średnia średnica tych osadów zmniejsza się nieznacznie ku stropowi obydwóch profili. Znacznie bardziej zróżnicowane w pobranych warstwach są wartości SP. Wartości te są wyraźnie wyższe w profilu położonym bliżej brzegu, przekraczając w niektórych warstwach nawet 50%. Wysokie wartości SP, 20-50%, występują na głębokości większej niż 1,5 m przy brzegu rzeki. Równie wysokie wartości SP, w granicach 15-40%, występują w profilu oddalonym od brzegu płycej, na głębokości 0,5-2,0 m. Zdecydowanie najniższe wartości SP występują poniżej głębokości 2,5 m w profilu oddalonym od brzegu oraz w powierzchniowej warstwie w obu profilach. Podobnej wielkości wartości SP występują także w wielu warstwach osadów mineralnych na całej głębokości badanych profili. Miąższość warstw akumulowanych osadów nie jest wyraźnie zróżnicowana z głębokością w profilu G0 natomiast warstwy są wyraźnie cieńsze na głębokości 0,5-2 m w profilu GII.

Koncentracje badanych pierwiastków w Grzegorzowicach są bardzo zbliżone do obserwowanych w Krzyżanowicach. Wyjątkiem jest ołów, którego wartości przeważnie są nawet 2-3-krotnie niższe (ryc. 11, 12). W warstwie miąższości 40 cm zalegającej w spągu profilu bardziej oddalonego od brzegu koncentracje ołowiu są kilkakrotnie wyższe niż przeciętnie w pozostałej jego części. Również w profilu usytuowanym przy brzegu wyższe jego koncentracje widoczne są w części spągowej i, tak jak w sąsiednim profilu, maleją w kierunku jego powierzchni. Ich spadek nie jest jednak jednostajny: wartości te różnią się między sąsiadującymi ze sobą warstwami jasnymi piaszczystymi, w których są niższe i ciemnymi, w których są wyższe. Ponadto koncentracje ołowiu wyższe niż



Ryc. 10. Średnica ziaren i straty prażenia osadów opróbowanych w Grzegorzowicach.

Fig. 10. Grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled at Grzegorzowice. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of left-side diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of right-side diagrams. Depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams.

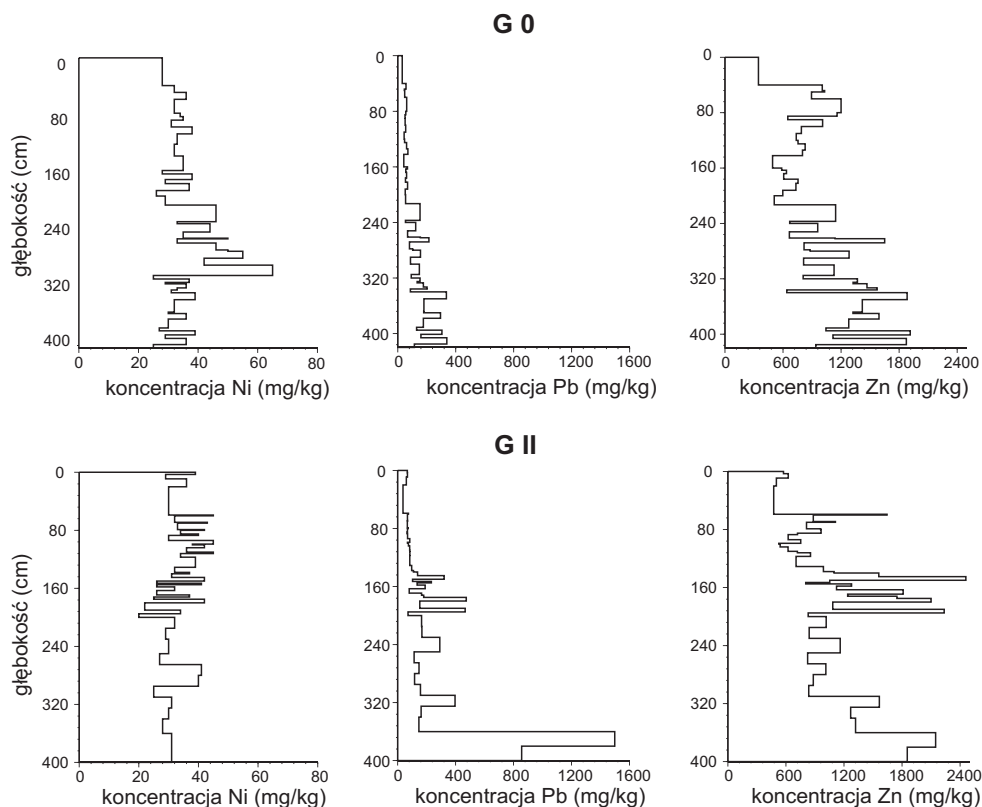


Ryc. 11. Koncentracje kadmu, miedzi i manganu w profilach osadów pobranych w Grzegorzowicach.

Fig. 11. Cadmium, copper and manganese concentrations in profiles sampled at Grzegorzowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

100 ppm obserwowane są do głębokości około 2 m w profilu położonym przy brzegu i na głębokości około 1,5 m w profilu bardziej od brzegu oddalonym. Powyżej, jego koncentracje są już bardziej wyrównane i niższe, przeważnie wahają się w granicach 4-6-krotnych wartości lokalnego tła geochemicznego.

Zróznicowanie koncentracji cynku, kadmu i miedzi jest w obu badanych profilach podobne. Wysokie ich koncentracje widoczne są w dolnej części obu profili: na głębokości 0,5-1,5 m w profilu przy brzegu i na głębokości 0,6-1,8 m w profilu oddalonym od brzegu. Koncentracje tych metali, podobnie jak ołowiu, różnią się znacznie pomiędzy sąsiednimi warstwami. Ogólnie jednak, w profilu przybrzeżnym widoczna jest wyraźna tendencja wzrostu koncentracji tych pierwiastków wraz z głębokością. Prawidłowość ta jest mniej widoczna w profilu bardziej oddalonym od brzegu. Koncentracje miedzi są wyższe w górnej połowie tego profilu, niż w dolnej jego połowie. Nieco odmiennie różnicują się koncentracje manganu w obu profilach. Widoczne są przeciwstawne tendencje zmian: w profilu położonym w sąsiedztwie koryta zdecydowanie wyższe koncentracje tego pierwiastka obserwuje się na głębokości większej niż 2 m, a w profilu



Ryc. 12. Koncentracje niklu, ołowiu i cynku w profilach osadów pobranych w Grzegorzowicach.

Fig. 12. Nickel, lead and zinc concentrations in sediment profiles sampled at Grzegorzowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

bardziej oddalonym od brzegu, w górnej jego części. Mimo zróżnicowania koncentracji niklu pomiędzy warstwami, przeważnie w granicach 30-60 ppm, brak jest widocznej tendencji ich zmian pomiędzy górną i dolną częścią obu profili.

* * *

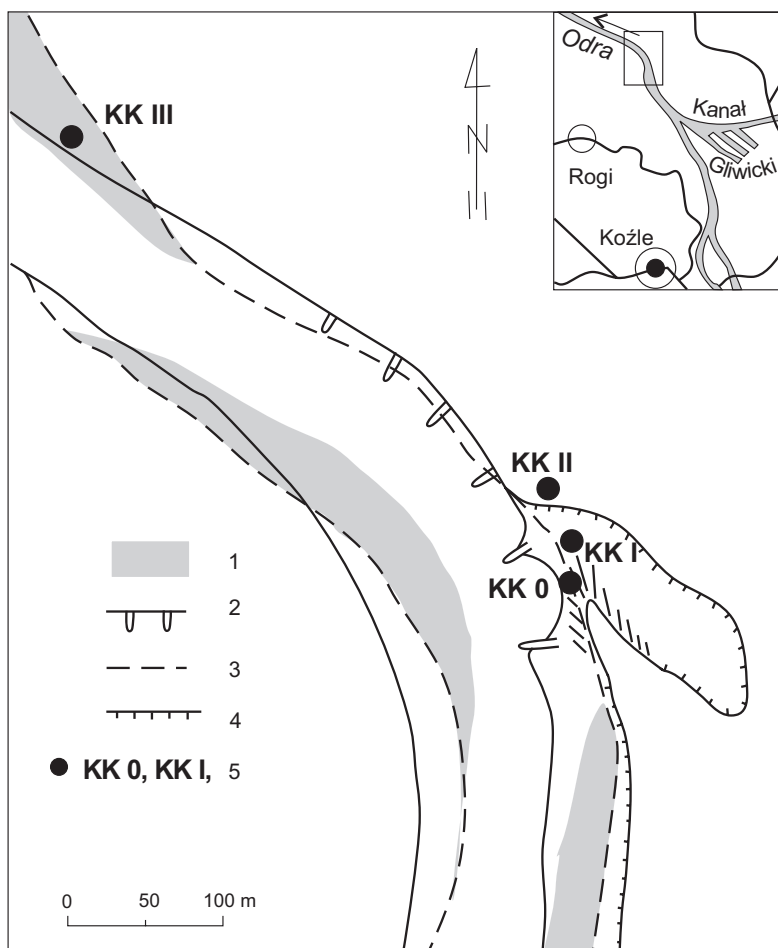
Osady z Grzegorzowic, podobnie jak zbadane osady z Krzyżanowic, są znacznie zanieczyszczone cynkiem, kadmem i ołowiem oraz w mniejszym stopniu pozostałymi pierwiastkami. Jednak duża odległość od brzegu, w której takie osady zaobserwowano, sugeruje dużo większy zasięg przestrzenny ich występowania. Ślady opaski znalezione w wykopie także wskazują, że koryto w momencie wykonania przekopu w około 1820 r. było znacznie szersze i później ulegało stopniowemu wcinaniu, a erodowany materiał akumulował się przy brzegu koryta prowadząc do jego zwężania. Różnica szerokości koryta współczesnego i w I połowie XIX w. w tym odcinku rzeki (ryc. 9) dochodząca do 50% może sugerować nawet kilkudziesięciometrową szerokość strefy ciągnącej się wzdłuż brzegów Odry, w której występują osady zanieczyszczone metalami ciężkimi.

Również miąższość zgromadzonych osadów jest znaczna. Występowanie bruku korytowego na głębokości około 4 m pozwala ocenić ją na około 4 m, a więc jest ona 2 razy większa niż w Krzyżanowicach. Oczywiście, jak wskazuje analiza profili w Krzyżanowicach, osady zanieczyszczone występują także poniżej poziomu bruku korytowego. Nie stwierdzono więc tam rzeczywistej miąższości osadów zanieczyszczonych, podobnie jak nie badano zanieczyszczenia żwirów korytowych w Grzegorzowicach. Z całą jednak pewnością można powiedzieć, że miąższość osadów zanieczyszczonych akumulowanych po odcięciu zakola, którego wiek określa wiek poziomu żwirów korytowych, jest wyjątkowo duża w Grzegorzowicach i, jak można przypuszczać, także na całym odcinku Racibórz-Koźle uregulowanym w podobny sposób.

4.3. Koźle

Profile w Koźlu zostały zlokalizowane poniżej ujścia Kanału Gliwickiego na prawym brzegu Odry. Dwa z nich znajdują się na terasie zalewowej i dwa na poziomie o około 1,5 m niższym. Najbardziej oddalony od brzegu rzeki profil KKII znajduje się na krawędzi terasy zalewowej wysokości około 3 m nad przeciętny poziom wody, w proksymalnej części słabo zaznaczającego się w rzeźbie doliny starorzecza (ryc. 13). Wyraźna krawędź równiny, wysokości około 1,5 m, opada stosunkowo łagodnie w kierunku depresji szerokości kilkunastu metrów, oddzielonej od koryta rzeki wałem brzegowym. Wał ten z kolei pokrywa osady wypełnienia basenu międzyostrogowego chroniącego wraz z serią kilku ostróg wklęsły w tym miejscu brzeg rzeki. Wał stopniowo spłaszcza się i przechodzi łagodnie w terasę zalewową. Terasa ta w sąsiedztwie profilu KKII jest użytkowana jako łąka. Natomiast depresja, jak i strefa wypełnionych częściowo basenów międzyostrogowych, jest porośnięta rzadkimi drzewami, krzewami i pokrzywami. W osi depresji został usytuowany profil KKI, natomiast w położonym w sąsiedztwie wale brzegowym – profil KK0.

Analiza różnic położenia koryta rzeki na mapie z 1850 r. (1:10 000, autor nieznanym) i współczesnej wskazuje na przesunięcie koryta w kierunku brzegu lewego, jakkolwiek zmiana jego szerokości jest stosunkowo niewielka. Wyraźnie natomiast widoczne są łachy korytowe występujące przy obu brzegach rzeki. Jedna z nich występuje poniżej miejsca lokalizacji tych trzech profili. W miejscu jej występowania, około 400 m poniżej trzech wspomnianych profili, przy współczesnym brzegu rzeki, został usytuowany profil KKIII. Brzeg rzeki na tym odcinku mimo, że bardzo stromy, jest porośnięty krzewami lub trawą bez widocznych oznak erozji. Wysokość brzegu waha się w granicach 3-4 m. Terasa zalewowa jest porośnięta lasem widocznym już na mapie z 1850 r. Stosunkowo rzadkie zalewanie terasy podczas powodzi (ryc. 14) sugeruje, że w ciągu ostatnich kilkadziesiąt lat depozycja osadów na tej terasie była stosunkowo wolna. Podobny wniosek wynika także z analizy stratygrafii osadów w tym profilu (ryc. 15). Spagową warstwę miąższości ponad 120 cm stanowią żwiry drobnoziarniste ze zwiększającym się wraz z głębokością udziałem żwirów gruboziarnistych. Na osadach tych spoczywają pylaste i drobniopiaszczyste osady

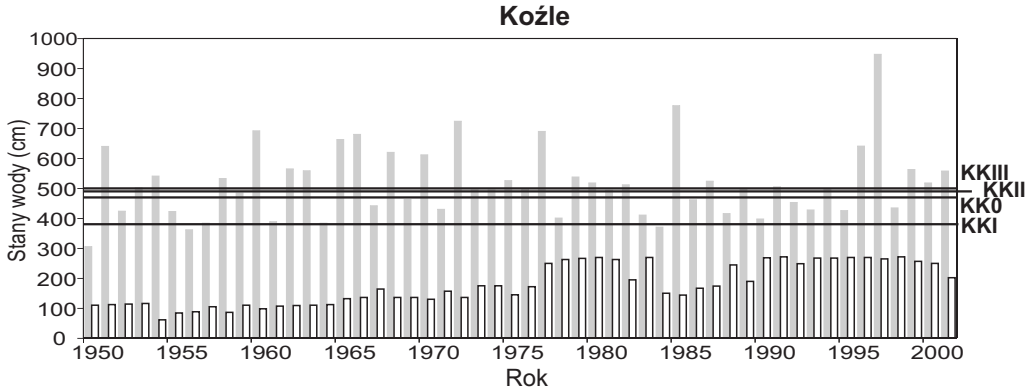


Ryc. 13. Lokalizacja miejsc poboru prób w Koźle; 1. łachy korytowe w 1850 roku, 2. współczesny brzeg i ostrogi, 3. bieg Odry w 1850 roku (1:10 000, autor nieznan), 4. krawędź terasy zalewowej, 5. miejsca lokalizacji profili.

Fig. 13. Location of sampling points at Koźle; 1. channel bars in 1850, 2. contemporary banks and groynes, 3. course of the Odra River in 1850 (1:10 000, unknown author), 4. floodplain edge, 5. location of profiles.

bardzo niewyraźnie warstwowane. Są one przerośnięte pojedynczymi korzeniami drzew. Na nich, w powierzchniowej 70-centymetrowej warstwie spoczywają osady wyraźnie bardziej gruboziarniste – piaszczyste. Są one niewyraźnie warstwowane, raczej wskutek zachodzących procesów glebotwórczych, niż powodziowej akumulacji osadów. Na powierzchni znajduje się warstwa rozkładającej się ściółki i poziomy próchniczny o najwyższej w tym profilu wartości SP, wynoszącej 12%. Ciemny poziom mający cechy wmcicia jest oddzielony od poziomu próchnicznego jaśniejszą warstwą mięszkości około 20 cm.

Osady występujące w profilu KKII zlokalizowanym na terasie zalewowej są, jak wskazuje jego położenie na mapie współczesnej i XIX-wiecznej, starsze niż w KKIII (ryc. 13). Warstwa próchniczna jest w nim jednak dużo cieńsza i wyraźnie odróżnia się od

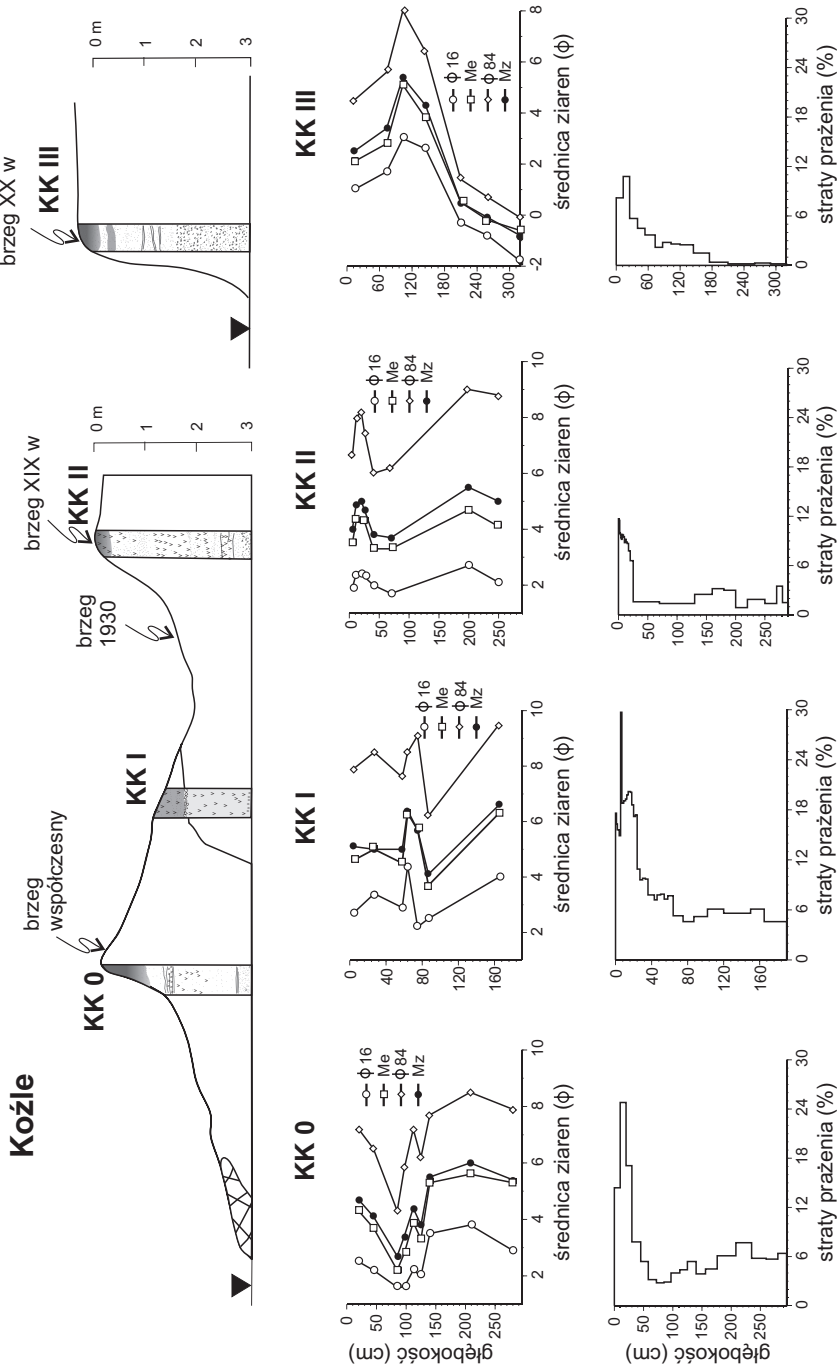


Ryc. 14. Wysokość powierzchni pobranych profili w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Kozłach.

Fig. 14. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Kozle. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

niżej leżących utworów piaszczysto-pyłastych. Podkreśla ją różnica między wyższą wartością SP, 8-12%, w powierzchniowej 25 cm warstwie i niskiej, <5% wartości SP w pozostałej części profilu. Na granicy tej warstwy widoczny jest także wyraźny spadek średnicy deponowanych osadów wynikający ze wzrostu udziału frakcji pyłastych (ryc. 15). Pozostała część profilu jest stosunkowo mało wyraźnie warstwowana, a różnice wynikają z mniejszego lub większego udziału frakcji pyłastych.

Cechy strukturalne osadów deponowanych na niższym poziomie terasy zalewowej różnią się znacząco od obserwowanych na poziomie wyższym. W profilu KKI, wykonanym w osi depresji, dominują osady pyłaste. Osady pyłów drobnoziarnistych występujące w spągowej części, miąższości ponad 1 m, są ciemnobrązowe i niewarstwowane. Na głębokości 130-140 cm widoczna jest warstwa z czerwono-brązowymi wytrąceniami tlenków i wodorotlenków żelaza mogących świadczyć o stosunkowo częstych wahaniach wód gruntowych powodujących migrację i wytrącanie Fe w obecności tlenu. Na głębokości około 180 cm pojawia się warstwa beztlenowa, którą sygnalizuje warstwa siwego koloru wskazująca na obecność Fe dwuwartościowego. Stosunkowo jednolita warstwa pyłasta rozpoczyna się na głębokości 60 cm warstwą ostrokrawędzistych wapieni. Ich kształt i występowanie wskazuje na ułożenie ich przez człowieka. Ewidentnie są one fragmentem opaski ułożonej w czasie regulacji tego odcinka około 1898 r., kiedy to zbudowano także stopień w pobliskich Januszkowicach i rozbudowano port w Kędzierzynie. W tym czasie wybudowano także ostrogi, które spowodowały odsunięcie nurtu rzeki od brzegu i najwyraźniej stały się przyczyną wolniejszej depozycji bardziej drobnoziarnistych osadów o większej zawartości materii organicznej. Można więc powiedzieć, że powstały warunki sprzyjające stosunkowo wolnej i spokojnej depozycji osadów. Z czasem nastąpiło nadbudowanie tego wypełnienia wałem brzegowym wysokości przekraczającej o ponad 1 m poziom depresji. Te osady odsłaniają się w profilu KK0. W ich spągu występują



Ryc. 15. Lokalizacja profili w topografii równiny zalewowej Odry koło Koźła oraz średnica ziaren i straty prażenia próbek osadów pobranych w Koźlu. Objasnienia jak do ryciny 6.

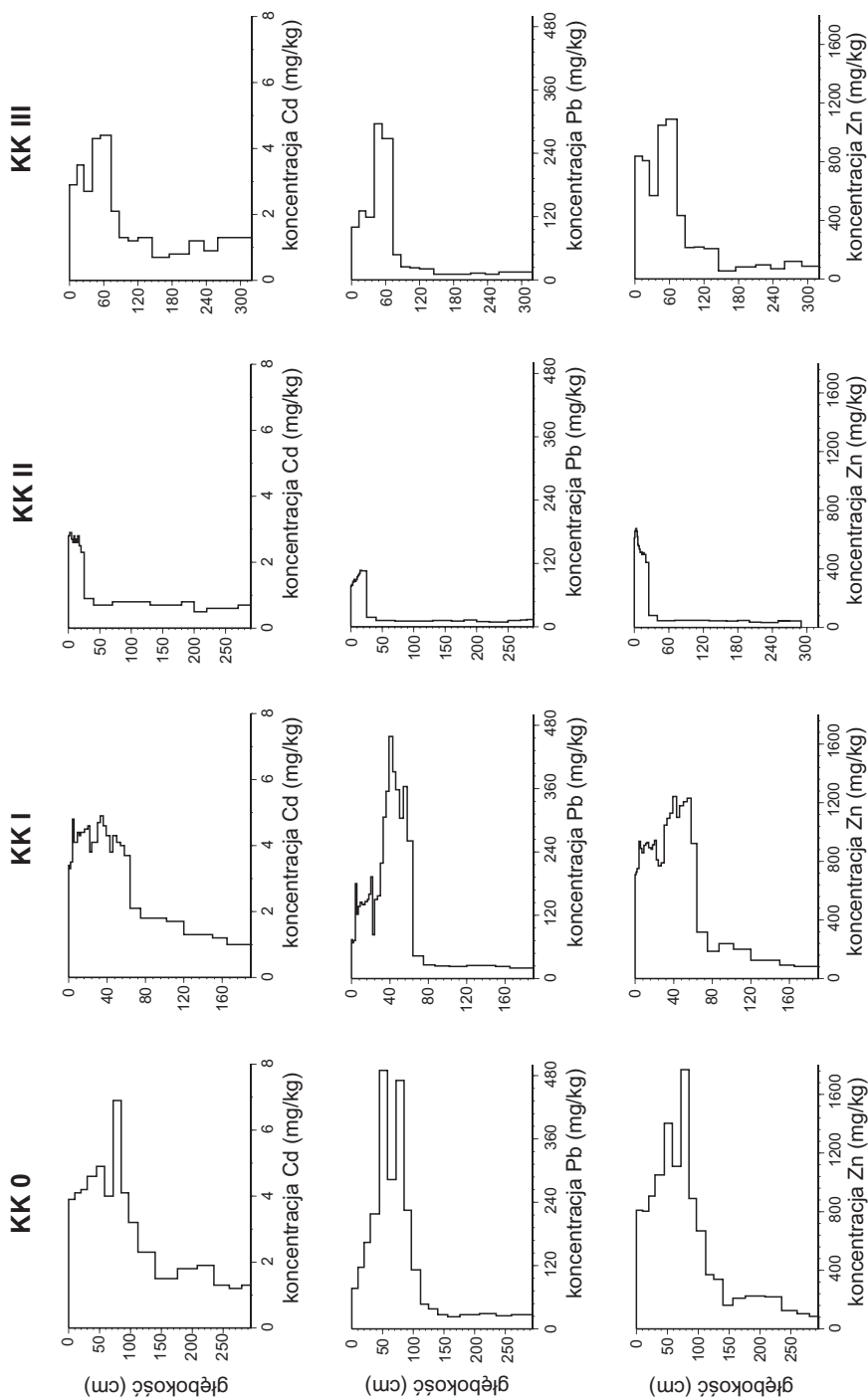
Fig. 15. Location of profiles in topography of the Odra River flood plain at Koźle, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled at Koźle. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

stosunkowo jednolite osady pylasto-piaszczyste koloru jasnobrunatnego. Na głębokości 2-2,4 m widoczny jest poziom z wytrąceniami tlenków i wodorotlenków żelaza, a poniżej 2,6 m – poziom pyłów piaszczystych koloru siwego. Poziomy te zaczynają się na podobnej głębokości jak w KKI, jednak mają większą miąższość. Wyraźna granica na głębokości 35 cm oddziela osady pylasto-piaszczyste od leżących wyżej osadów piaszczystych ze stosunkowo słabo widocznymi przewarstwieniami organicznymi. Wartość SP, w całym niemal profilu niewysoka i podobna do tej w sąsiedniej depresji, gwałtownie wzrasta do 24% w powierzchniowej warstwie osadów miąższości około 30 cm. Świadczy o tym także czarnoszary kolor tej warstwy i obecność rozkładających się fragmentów roślin. Przez analogię do profilu KKI zmianę uziarnienia akumulowanych osadów można wiązać z przeprowadzoną regulacją tego odcinka rzeki około 1900 r., skutkującą najwyraźniej powstaniem sprzyjających warunków powodziowej akumulacji osadów piaszczystych.

Wspólną cechą zmian koncentracji metali ciężkich w badanych profilach jest istotna różnica między wyższymi koncentracjami w części stropowej i spągowej (ryc. 16, 17). Granica ta jest wyraźna w przypadku cynku, ołowiu i kadmu, których zawartości są najwyższe w stosunku do wartości ich tła geochemicznego i mniej wyraźna w przypadku miedzi. Granica ta w profilach KK0 i KKI położonych w niższym poziomie przypada na głębokość, na której następuje wyraźna zmiana cech strukturalnych osadów, związana z regulacją koryta Odry. Wzrost koncentracji ołowiu w pobliżu tej granicy jest nawet 20-krotny, cynku 8-krotny, a kadmu 3,5-krotny. Wzrost koncentracji miedzi jest 2-krotny. Powyżej, a także poniżej widoczny jest bardziej lub mniej regularny spadek koncentracji tych pierwiastków. W przeciwieństwie do wyżej wymienionych pierwiastków, koncentracje manganu są najwyższe w dolnej części profili. Piki koncentracji manganu są najwyższe w obu profilach na podobnej głębokości, w warstwach z widocznymi wytrąceniami wodorotlenków żelaza. Powyżej, widoczny jest spadek jego koncentracji ku powierzchni, wyraźnie większy w położonych bliżej lustra wody osadach piaszczystych (KK0), niż w bardziej oddalonych od niego osadach pylasto-piaszczystych (KKI). Natomiast koncentracje niklu są bardzo mało zróżnicowane we wszystkich profilach bez widocznego związku ze stratygrafią osadów. W profilach z terasy zalewowej 3-4 m wysokości, wzrost koncentracji niklu jest widoczny na głębokości około 25 cm (KKII), a w profilu KKIII na głębokości dwa razy większej. Ponadto, charakterystyczna jest stosunkowo wysoka koncentracja manganu w żwirach XVIII/XIX-wiecznej łachy korytowej, widoczna w dolnej części profilu z krawędzi terasy zalewowej.

* * *

Miąższość osadów zanieczyszczonych na równinie zalewowej wysokości 3-4 m jest mniejsza niż na jej niższym poziomie, w którym znajdują się baseny międzyostrogowe. Różnica ta jest wynikiem zarówno procesów naturalnych, na przykład częstoci zalewania i depozycji osadów, jak i działalności człowieka. Wyraźna granica między warstwą zanieczyszczoną i niezanieczyszczoną powstała w efekcie prac regulacyjnych wykonanych około 1900 r., kiedy to prowadzono budowę opasek oraz wyrównywanie

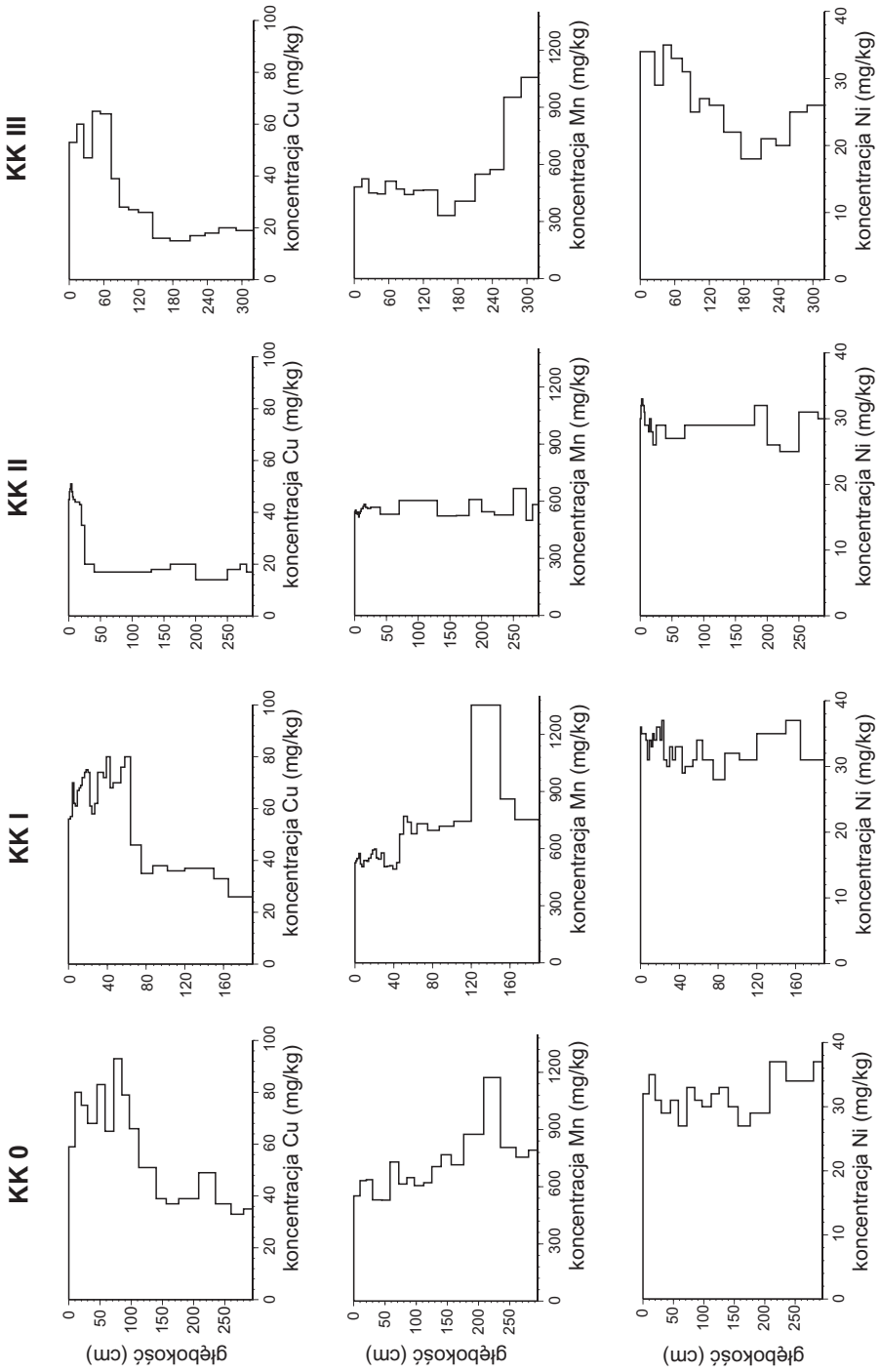


Ryc. 16. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów pobranych w Koźlu.

Fig. 16. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles sampled at Koźle. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

Ryc. 17. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów pobranych w Koźlu.

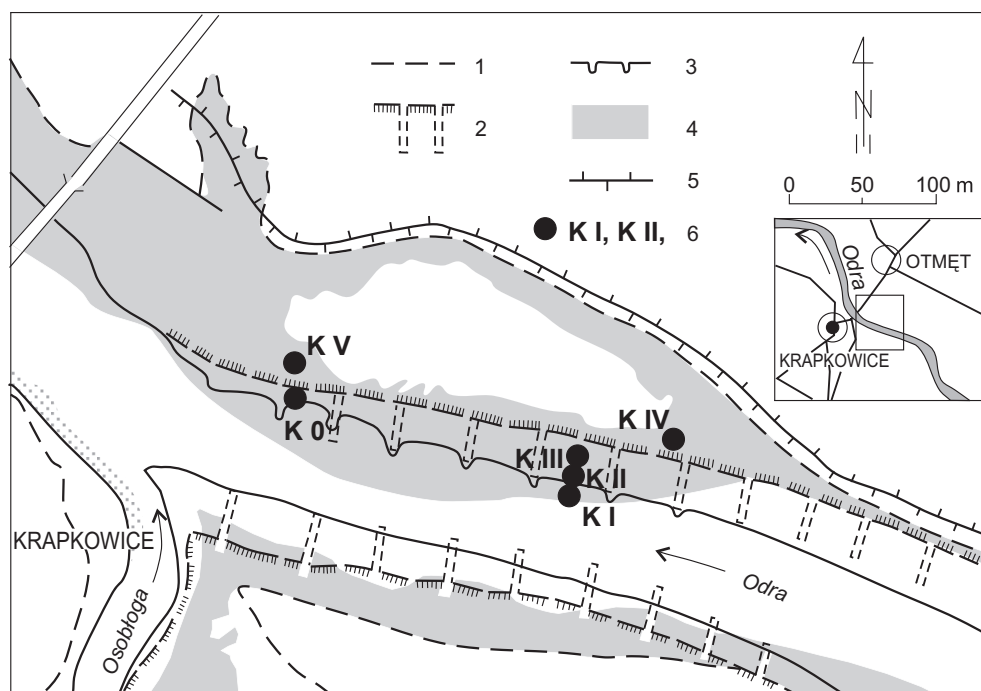
Fig. 17. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles sampled at Koźle. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.



brzegu i najprawdopodobniej usunięto osady akumulowane wcześniej, tzn. w II połowie XIX w. Usunięte osady w pewnym stopniu były niewątpliwie zanieczyszczone, jak wskazują zmiany zanieczyszczenia osadów w Krzyżanowicach. Profile w Koźlu wskazują, że miąższość warstwy osadów zanieczyszczonych pokrywających stosunkowo wysoko położoną terasę, dominującą między Koźlem i Januszkowicami, bezpośrednio przy brzegach koryta nie przekracza 0,5 m.

4.4. Krapkowice

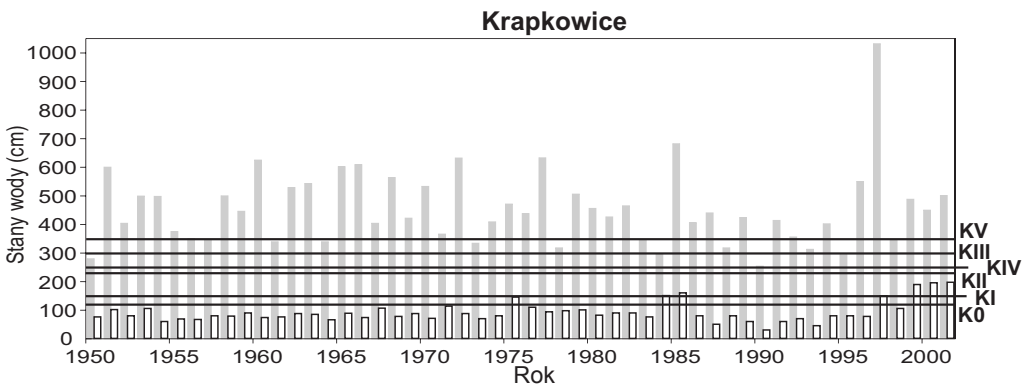
W Krapkowicach zostało pobranych sześć pionowych profili aluwii. Trzy z nich zostały usytuowane we współcześnie wypełnianych basenach międzyostrogowych, a trzy na równinie zalewowej ograniczonej wałem przeciwpowodziowym, przebiegającym w odległości około 100-150 m od brzegu rzeki (ryc. 18). Baseny międzyostrogowe są utworzone przez kilka ostróg niewielkiej, około 15 m długości, i nie stanowią efektywnej pułapki dla transportowanych przez rzekę osadów. Są więc one wypełnione osadami w stosunkowo niewielkim stopniu, a osady występują głównie przy brzegu okrywając opaski brzegowe oraz ostrogi. Miąższość zgromadzonych



Ryc. 18. Lokalizacja miejsc poboru prób w Krapkowicach; 1. przebieg koryta w 1825 roku (1:5 000, Elpel, Hays), 2. brzegi i ostrogi w 1851 roku (1:2 500, Schylla, Hannig), 3. brzegi i ostrogi współczesne, 4. łachy korytowe, 5. wały przeciwpowodziowe, 6. lokalizacja profili.

Fig. 18. Location of sampling points at Krapkowice; 1. river channel in 1825 (1:5 000, Elpel, Hays), 2. banks and groynes in 1851 (1:2 500, Schylla, Hannig), 3. contemporary banks and groynes, 4. channel bars, 5. embankment, 6. location of profiles.

w nich osadów jest niewielka, przeważnie nie przekracza 1 m. Usytuowane zostały w nich profile: K0, KI i KII. Na terasie zalewowej wzdłuż brzegu rzeki ciągnie się wał brzegowy o wysokości dochodzącej do około 1 m, który kończy się w pobliżu miejsca wykonania profilu KIII (ryc. 18). Profil ten zlokalizowano w miejscu, w którym rozpoczyna się nieckowate obniżenie ciągnące się w górę rzeki między wałem brzegowym i obwałowaniem na przestrzeni około 200 m. W najniższym miejscu jest ono około 1,5 m niższe, niż stosunkowo mało urozmaicona powierzchnia równiny zalewowej. Powierzchnia ta w części dystalnej kończy się wyraźną krawędzią nad obniżeniem wypełnionym osadami, które ciągnie się wzdłuż wału przeciwpowodziowego. Nałożenie mapy z 1825 r. (1: 5 000, Elpel, Hays) na współczesną (ryc. 18) pokazuje, że widoczny dziś zarys rzeźby odzwierciedla przebieg koryta w początku XIX w. Część dzisiejszej równiny zalewowej na początku XIX w. była okresowo wyspą oddzieloną korytem przelewowym od łądu. Wyspa była użytkowana jako łąka, natomiast wokół rozciągała się rozległa łąka żwirowa widoczna także po drugiej stronie rzeki. Regulacja wykonana w latach 40. XIX w. spowodowała przekształcenie wyspy w równinę zalewową, a koryto zostało ograniczone ostrogami długości około 35 m. Pokazuje to mapa z 1851 r. (1:2 500, Schylla, Hannig). Baseny międzyostrogowe zostały następnie zapełnione osadami prawdopodobnie częściowo naturalnie, a częściowo sztucznie, nie później niż w czasie regulacji pod sam koniec XIX w. Wtedy też zbudowano w tym miejscu najmłodszy system funkcjonujących do dziś ostróg. W równinie zalewowej profile pionowe zostały tak zlokalizowane, aby reprezentowały etapy pionowego przyrostu osadów. Profil KIII reprezentuje osady akumulowane w basenach międzyostrogowych przyrastających w II połowie XIX w. Profil KIV został usytuowany w najgłębszym miejscu obniżenia przy krawędzi wyspy, w jej części proksymalnej. Natomiast, profil KV został usytuowany w miejscu, w którym na



Ryc. 19. Wysokość powierzchni pobranych profili w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Krapkowicach.

Fig. 19. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Krapkowice. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

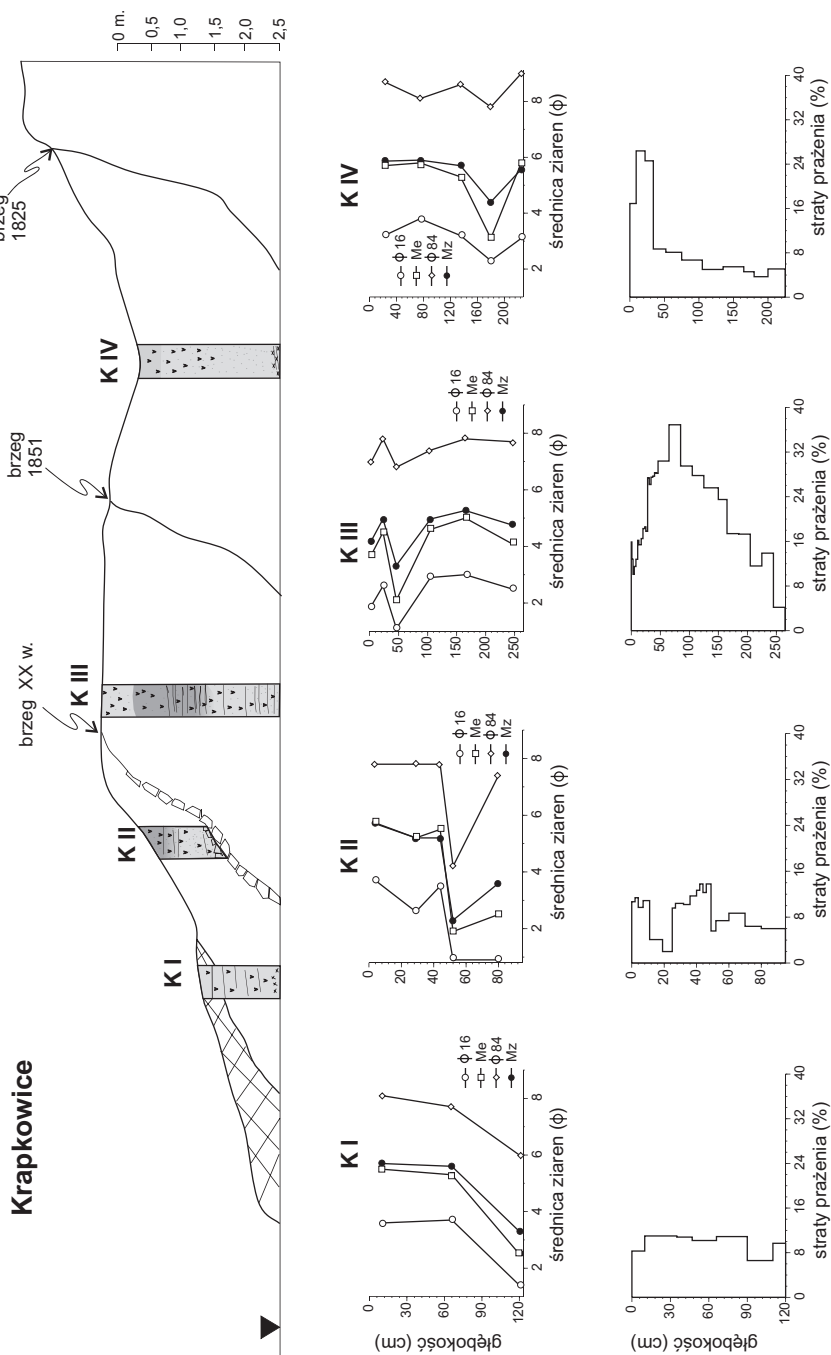
mapie z początku XIX w. widoczne są osady łachy przybrzeżnej. Jakkolwiek profile znajdują się w różnej wysokości, wszystkie są niemal corocznie zalewane (ryc. 19).

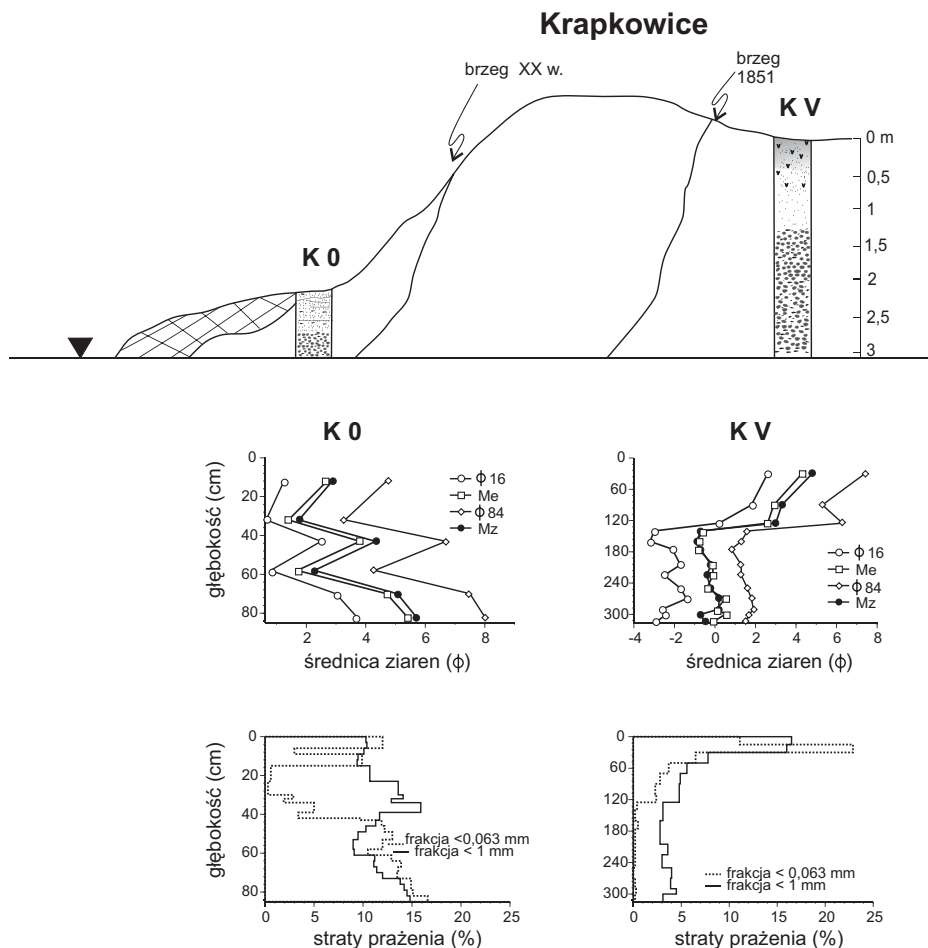
W sąsiadujących ze sobą profilach KI i KII w przybrzeżnej części wypełnienia basenu międzyostrogowego odsłaniają się osady pylaste i pylasto-piaszczyste. Znaczną ich część, około 10-30%, stanowią także osady ilaste. Osady w niżej położonym profilu KI są niewarstwowane, koloru szarobrunatnego. W spągu mają one kolor siwoszary, świadczący o panujących tu warunkach redukcyjnych. Ogólnie, małe zróżnicowanie składu mechanicznego oraz wartości SP (ryc. 20) odzwierciedlają „masywność” osadów w tym profilu. Wyżej położony profil KII został wykonany w odległości 4 m od lustra wody do głębokości 1 m, na której napotkano kamienie opaski, niewątpliwie pochodzącej z okresu regulacji rzeki w ostatniej dekadzie XIX w. Kamienie te znajdują się na wysokości około 60 cm nad poziomem wody. Osady odsłaniające się tutaj różnią się od widocznych w profilu KI występowaniem warstw lub lamin wyraźnie jaśniejszych, o większej zawartości frakcji piaszczystych. Pozostałe osady mają kolor ciemnobrunatny. Podobnie jak w poprzednim profilu wartości SP są stosunkowo niskie, przeważnie nieprzekraczające 10-12%, raczej charakterystyczne dla osadów mało zanieczyszczonych. Osady w obu tych profilach charakteryzują się dużą kohezją związaną z obecnością cząstek ilastych, niewątpliwie zwiększającą odporność tych osadów na erozję. Zupełnie odmienna jest stratygrafia osadów odsłaniających się w profilu K0 (ryc. 21). Osady te są wyraźnie warstwowane o stosunkowo dużej zawartości piasków drobnoziarnistych, przewarstwionych jasnymi piaskami bardziej gruboziarnistymi. Charakterystyczna jest więc zmienność średnicy akumulowanych osadów, a także zawartość materii organicznej. Spąg osadów spoczywa na warstwie pylastej z dużym udziałem frakcji ilastej, o największej w całym profilu kompaktacji. Na głębokości 30-40 cm w osadzie stwierdzono obecność drobnych okruchów żużla. Jednolita warstwa piaszczysta miąższości około 25 cm (15-40 cm) prawdopodobnie została akumulowana w czasie powodzi w 1997 r. Duża obecność piasku oraz miąższość warstwy z jednej powodzi, może sugerować, że osady mimo, że porośnięte pokrzywami są często erodowane. Również zachowanie jedynie osadów o dużej kohezji w opisanych wcześniej profilach sugeruje, że nie stanowią one serii ciągłej, ale raczej są „wyselekcjonowane” przez epizody erozji w czasie kolejnych powodzi.

Osady pobrane na równinie zalewowej są znacznie bardziej zróżnicowane (ryc. 20, 21). W profilu KIII zlokalizowanym w pobliżu krawędzi brzegu, powierzchnią warstwę stanowią niewarstwowane, ciemnoszare osady bardzo drobnopiaszczysto-pylaste o umiarkowanej wartości SP, około 8-12%. Poniżej osady stają się wyraźnie warstwowane lub laminowane z dużym udziałem czarnych warstw piaszczysto-pylastych zawierających miał węglowy. Niewątpliwie, wysoka wartość SP przekraczająca 24% w warstwie miąższości 1,3 m jest spowodowana obecnością mialu węglowego. Poniżej głębokości 1,7 m wyraźnie odróżniające się czarne warstwy z miałem węglowym stają się rzadsze. Są one oddzielone warstwami piaszczystymi i pylasto-piaszczystymi. W spągu widoczna jest siwoszara warstwa z wytrąceniami wodorotlenków żelaza. Osady wypełniające XIX-wieczne koryto, odsłaniające się

Ryc. 20. Lokalizacja profili K1-KIV w topografii równiny zalewowej Odry w Krapkowicach oraz średnica ziaren i straty prażenia pobranych próbek osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 20. Location of profiles K1-KIV in topography of the Odra River flood plain at Krapkowice, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.





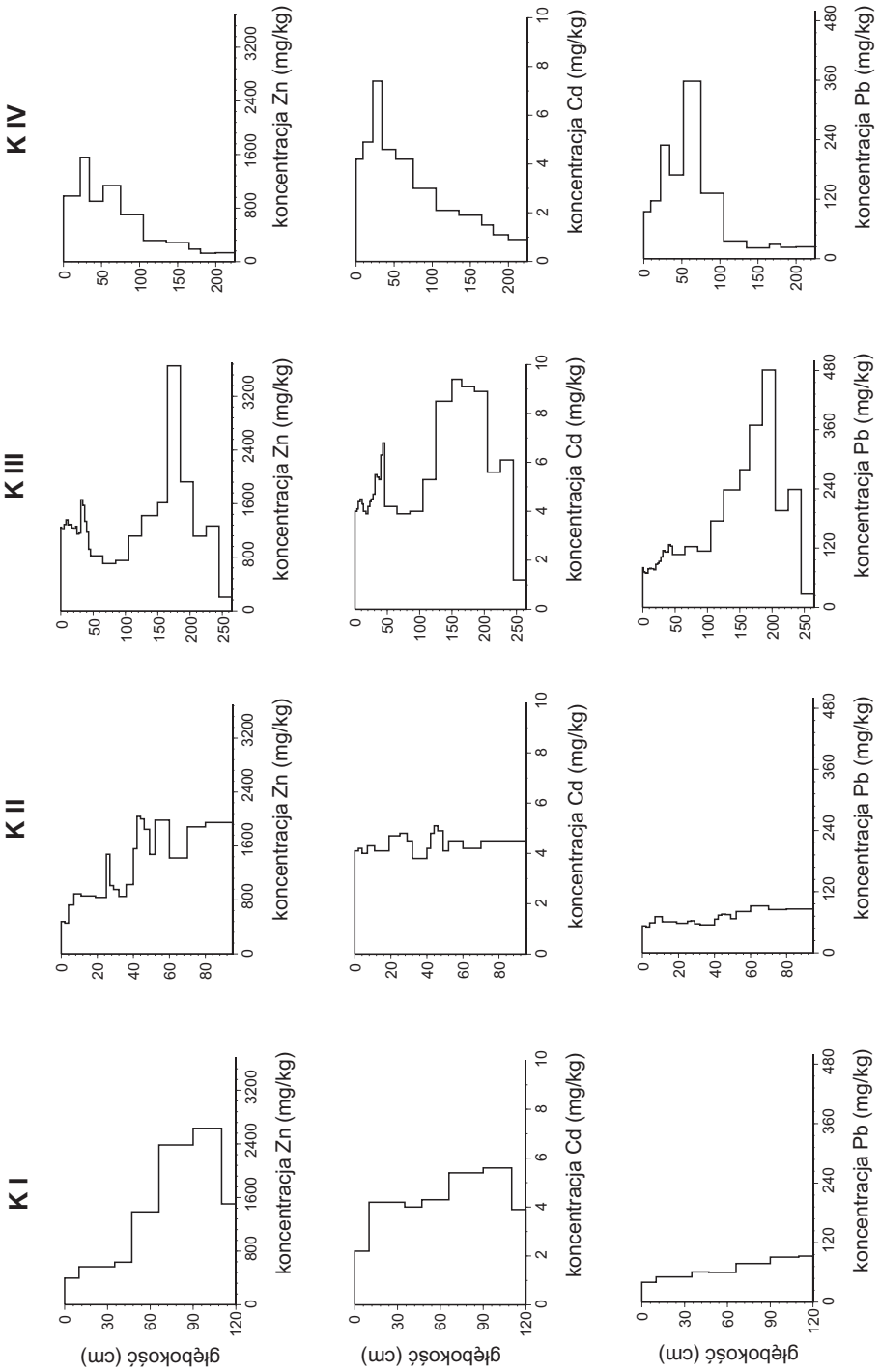
Ryc. 21. Lokalizacja profili K0 i KV w topografii równiny zalewowej Odry w Krapkowicach, średnica ziaren i straty prażenia pobranych próbek osadów. Objaśnienia jak do ryciny 6.

Fig. 21. Location of profiles K0 and KV in topography of the Odra River flood plain at Krapkowice, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

w profilu KIV, zmieniają się bardziej monotonicznie. Wyraźnie odróżnia się jedynie powierzchniowa warstwa koloru czarnego, miąższości około 30 cm o wysokiej wartości SP, przekraczającej 24%. Niżej osady są niewyraźnie warstwowane. W górnej części osady są pylasto-piaszczyste przechodząc ku dołowi w piaszczysto-pylaste z wyjątkiem bardziej pylastej warstwy spągowej z wytrąceniami wodorotlenków żelaza, w której widoczne są także fragmenty nierozłożonych gałęzi drzew. Profil KV usytuowany około 20 m od krawędzi brzegu rzeki jest wyraźnie dwudzielny. W stropowej warstwie miąższości około 1,3 m występują piaski drobno- i bardzo drobnoziarniste,

Ryc. 22. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów K I-K IV pobranych w Krapkowicach.

Fig. 22. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles K I-K IV sampled at Krapkowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.



przewarstwione piaskami średnioziarnistymi. Spoczywają one na osadach żwirów średnioziarnistych stopniowo drobniejących ku spągowi. Jak wskazuje analiza mapy (ryc. 18) są to osady łachy z XVIII/XIX w.

Koncentracje metali w profilach KI i KII w wypełnieniu basenu międzyostrogowego są bardzo podobne (ryc. 22, 23). Charakterystyczne jest małe zróżnicowanie koncentracji kadmu, a także ołowiu różniące je od pozostałych profili w Krapkowicach. Podobnie jak w Krzyżanowicach, Grzegorzowicach i Koźlu niższe koncentracje miedzi i cynku występują w powierzchniowej warstwie tych profili i stopniowo zwiększają się wraz ze wzrostem głębokości. Wzrost ten jest najlepiej widoczny w profilu K0 w piaszczystych osadach wypełniających basen międzyostrogowy (ryc. 24, 25). Obok pików miedzi i cynku obserwowanego w tym profilu na głębokości około 40 cm, w spągu widoczne są wartości wyższe nawet od maksymalnych w profilach w wyżej położonych odcinkach. Zmiany te naśladują także różnice koncentracji ołowiu, kadmu i niklu. Koncentracje manganu w grubopiaszczystej warstwie na głębokości około 15-35 cm są niemal dwukrotnie wyższe od bardzo wyrównanych wartości występujących w pozostałej części tego profilu.

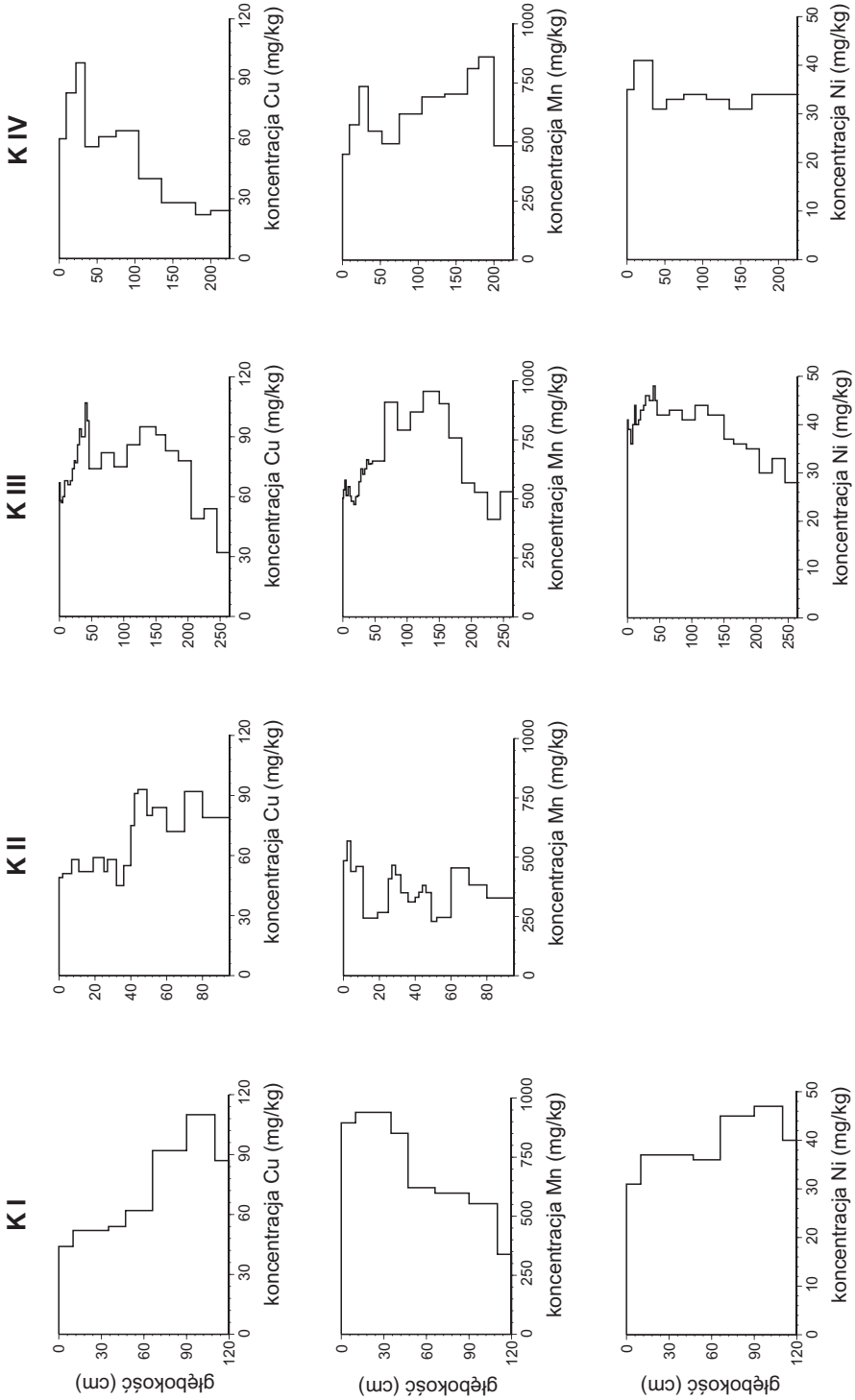
Zanieczyszczenie osadów z terasy zalewowej jest podobnie zróżnicowane jak cechy strukturalne tych osadów. W profilu KIII, przy krawędzi terasy zalewowej, koncentracje wszystkich badanych pierwiastków z wyjątkiem niklu wykazują związek ze zróżnicowaniem SP. Maksymalne koncentracje występują w dolnej części warstwy, w której wartości SP są wysokie i związane z obserwowaną obecnością mialu węglowego. Charakterystyczny jest także drugorzędny pik koncentracji kadmu, miedzi i cynku w stropowej części tego profilu. Z kolei w profilu KIV, w wypełnieniu dawnego koryta, widoczny jest stopniowy spadek zanieczyszczenia osadów od powierzchni ku warstwom najstarszym. Charakterystyczne wydaje się być wyraźne maksimum koncentracji cynku, miedzi i kadmu na głębokości około 25 cm w warstwie wyraźnie odróżniającej się wysoką wartością SP. Znacznie niżej, na głębokości około 70 cm występuje maksimum koncentracji ołowiu, a maksymalne koncentracje manganu widoczne są, podobnie jak w wielu wcześniej omówionych profilach, w warstwie, w której widoczne są także wytrącenia wodorotlenków żelaza. Zróżnicowanie koncentracji metali w profilu KV usytuowanym na dawnej łasce korytowej jest zbliżone do tego w profilu KIV. Jednak różnica między dużym zanieczyszczeniem warstwy powierzchniowej miąższości około 0,5 m i małym – niżej leżącej warstwy pokrywającej żwiry – jest bardzo znacząca. Wzrost koncentracji manganu w warstwie żwirów jest również skokowy. W profilu tym raczej dość nietypowe są piki koncentracji ołowiu w warstwie żwirów, chociaż ich koncentracje przekraczają jedynie 3-5 razy wartości tła geochemicznego.

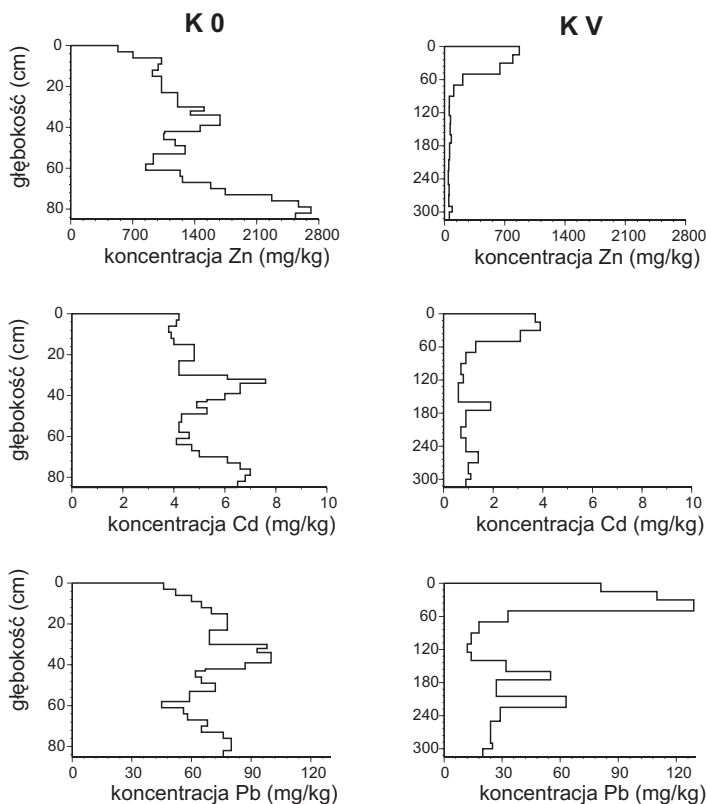
* * *

Ponieważ ilość współczesnych basenów międzyostrogowych oraz stopień ich wypełnienia jest w badanym odcinku Odry koło Krapkowic niewielki, również ładunek metali, jaki jest w nich zawarty, mimo lokalnie ich znacznego zanieczyszczenia, jest jak się wy-

Ryc. 23. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów K I-KIV pobranych w Krapkowicach.

Fig. 23. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles K I-KIV sampled at Krapkowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.





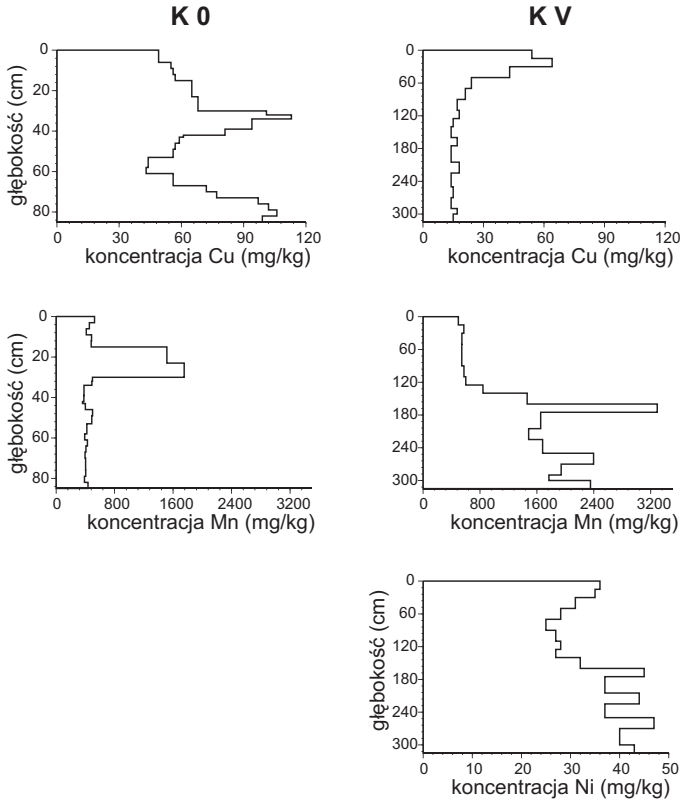
Ryc. 24. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów K0 i KV pobranych w Krapkowicach.

Fig. 24. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles K0 and KV sampled at Krapkowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

daje, stosunkowo niewielki. Także zanieczyszczenie równiny zalewowej w sąsiedztwie koryta ogranicza się do powierzchniowej warstwy osadów miąższości nieprzekraczającej, nawet w obniżeniach, 0,5 m. Maksymalne koncentracje metali w tej warstwie, które można określić jako umiarkowane również, jak się wydaje, nie są poważnym wtórnym źródłem zanieczyszczenia wód gruntowych. Natomiast, znaczna część metali ciężkich jest zgromadzona w osadach wypełniających XIX-wieczne baseny międzyostrogowe, które ciągną się wzdłuż obu brzegów rzeki strefą o szerokości dochodzącej do 30-40 m. Wysoka zawartość w nich metali ciężkich w warstwie miąższości, co najmniej 2,5 m jest w pewnym stopniu związana z obecnością w nich miału węglowego. Pozwala to wiązać zanieczyszczenie z okresem szybkiego wzrostu eksploatacji węgla i rozwoju zakładów przemysłowych w II połowie XIX w.

4.5. Oława i Jelcz

W odcinku pomiędzy Oławą i Jelczem zostało pobranych osiem pionowych profili aluwów. Pięć z nich zostało wykonanych w bardzo wąskiej strefie międzywala o szeroko-

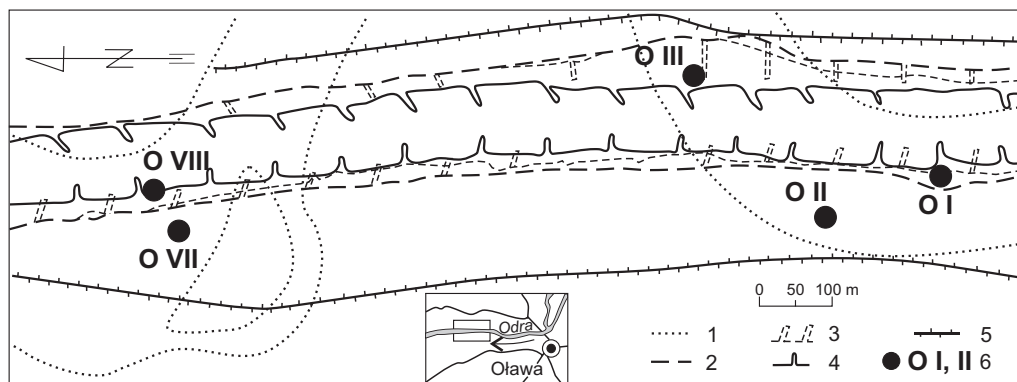


Ryc. 25. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów K0 i KV pobranych w Krapkowicach.

Fig. 25. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles K0 and KV sampled at Krapkowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

kości około 300 m, prawdopodobnie najwęższej poza miastami w środkowym biegu Odry. Wały przeciwpowodziowe w tym odcinku istniały już w 1810 r. i towarzyszyły Odry na długości kilku kilometrów poniżej Oław. Współcześnie, równinę zalewową na lewym brzegu ogranicza także drugi wał przeciwpowodziowy oddalony 1-1,5 km od rzeki. Wały kończą się przed miejscowością Jelcz, leżącą na poziomie nadzalewowym, a Odra ma możliwość rozlewania się na równinie szerokości nawet 2,5 km. W tym miejscu wykonane zostały trzy profile.

Do połowy XVIII w. Odra pomiędzy Oławą i Jelczem bardzo silnie meandrowała. W wyniku prac regulacyjnych przeprowadzonych około 1750 r. koryto zostało wyprostowane, a jego długość zmniejszyła się dwukrotnie (ryc. 1). W topografii równiny zalewowej przebieg odciętych zakoli jest dobrze widoczny, chociaż ich fragmenty w międzywałach na lewym brzegu są niemal w całości wypełnione osadami. Dzięki XVIII-wiecznym mapom możliwa jest ich identyfikacja i lokalizacja zewnętrznych krawędzi w terenie. W Oławie wszystkie profile zostały zlokalizowane w miejscu przebiegu dawnego koryta Odry. Umożliwiło to określenie wieku deponowanych w nich osadów



Ryc. 26. Lokalizacja miejsc poboru prób w Oławie; 1. przebieg koryta w 1750 roku (1:5 000, Neuwertz), 2. brzegi koryta w 1843 roku (1:5 000, Ullman, kopia English) 3. brzegi i ostrogi w 1862 roku (1:2 500, Wolf), 4. brzegi i ostrogi współczesne, 5. wały przeciwpowodziowe, 6. lokalizacja profili.

Fig. 26. Location of sampling points at Oława; 1. river course in 1750 (1:5 000, Neuwertz), 2. river banks in 1843 (1:5 000, Ullman, English copy), 3. banks and groynes in 1862 (1:2 500, Wolf), 4. contemporary banks and groynes, 5. embankment, 6. location of profiles.

jako młodszych niż 1750 rok. Morfologia tych powierzchni jest bardzo urozmaicona w wyniku bardzo zróżnicowanego tempa wypełniania osadami oraz prac regulacyjnych prowadzonych w okresie następujących 250 lat.

Powierzchnia południowej części równiny zalewowej koło Oławy, w której zlokalizowano 3 profile (ryc. 26), znajduje się około 2-2,5 m ponad przeciętnym poziomem wody. Jej lewobrzeżna część jest bardzo nierówna i wznosi się stopniowo w kierunku koryta rzeki. W odległości 10-30 m od brzegu widoczny jest wyraźny wał brzegowy. Różnica wysokości między wałem i pozostałą częścią równiny zalewowej wynosi 1 m. Wał ten opada stromo w kierunku lustra wody lub jest oddzielony od krawędzi brzegu powierzchnią szerokości 5-10 m. W osi wału brzegowego, chociaż nie w jego najwyższym miejscu, w którym obserwowano nawet kilkudziesięciocentymetrowej miąższości piaski akumulowane w czasie powodzi w 1997 r., usytuowany został profil OI. Także w wale brzegowym, lecz już na zewnątrz jego najwyższego wzniesienia, na prawym brzegu rzeki, w odległości około 25 m od niego, został zlokalizowany profil OIII. Na lewym brzegu, równina zalewowa opada w kierunku wału przeciwpowodziowego, w sąsiedztwie którego, zlokalizowany jest profil OII. Znajduje się on w najniższym miejscu równiny zalewowej w pobliżu zewnętrznej krawędzi odciętego XVIII-wiecznego koryta. Różnica wysokości między powierzchnią równiny zalewowej i wypełnienia koryta wynosi około 1 m.

Powierzchnia północnej części równiny zalewowej, w której zlokalizowano dwa profile, jest mniej zróżnicowana (ryc. 26). Dawne koryto rzeki jest całkowicie zasypane, a jego śladem jest podmkłe podłużne obniżenie, w którym rosną trzciny. Przyczyną braku wyraźnej krawędzi dawnego koryta jest prawdopodobnie wyspa, widoczna w tym

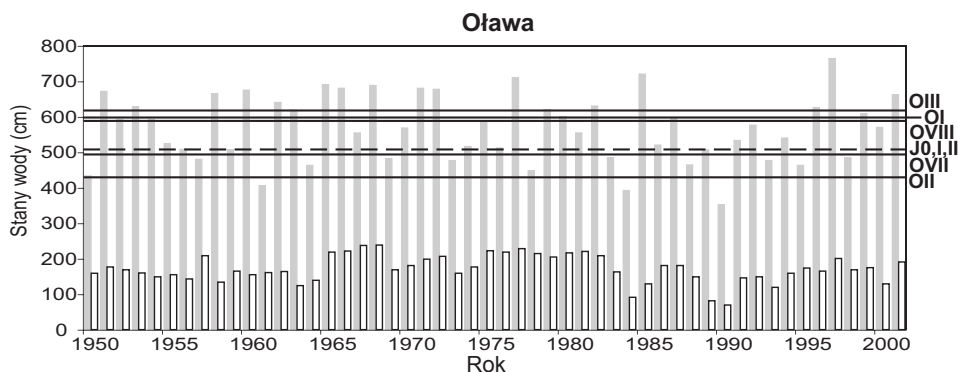


Ryc. 27. Lokalizacja miejsc poboru prób w Jelczu; 1. przebieg koryta w 1750 roku (1:5 000, Neuwertz), 2. brzegi koryta w 1843 roku (1:5 000, Ullman, kopia English) 3. brzegi i ostrogi współczesne, 4. lokalizacja profili.

Fig. 27. Location of sampling points at Jelcz; 1. river course in 1750 (1:5 000, Neuwertz), 2. river banks in 1843 (1:5 000, Ullman, English copy), 3. contemporary banks and groynes, 4. location of profiles.

miejscu na mapie XVIII w. Duża szerokość XVIII-wiecznego koryta, które w tym miejscu musiało być stosunkowo płytkie, przyspieszyła zapewne jego wypełnianie. W sąsiedztwie dawnej wyspy, jak wynika z nałożenia tej mapy na współczesną, widoczne jest wyraźne zagłębienie o średnicy kilkunastu metrów, wypełnione wodą. Jest ono częścią wcześniej istniejącego mniejszego zagłębienia wyerodowanego w sąsiedztwie grubych, starych drzew w czasie powodzi w 1997 r. Profil OVII zlokalizowano w krawędzi tego zagłębienia. W tej części równiny zalewowej szerokość wału brzegowego (10 m) jest mniejsza niż w części południowej. Jego wysokość wynosi przeciętnie 1,5 m nad powierzchnię równiny zalewowej. W miejscu, w którym wykonano odkrywkę brzegową (OVIII) wał ten jest odsunięty od brzegu. Kilkadziesiąt metrów poniżej wykonanego profilu wał ten wyklinowuje się w jedynie częściowo wypełnionym basenie międzyostrogowym.

Prawobrzeżna równina zalewowa koło Jelcza jest ograniczona podwójnym meandrem koryta odciętego w połowie XVIII w. (ryc. 27). Dawne koryto znajdujące się w odległości około 150-200 m od współczesnego brzegu rzeki jest częściowo wypełnione osadami,



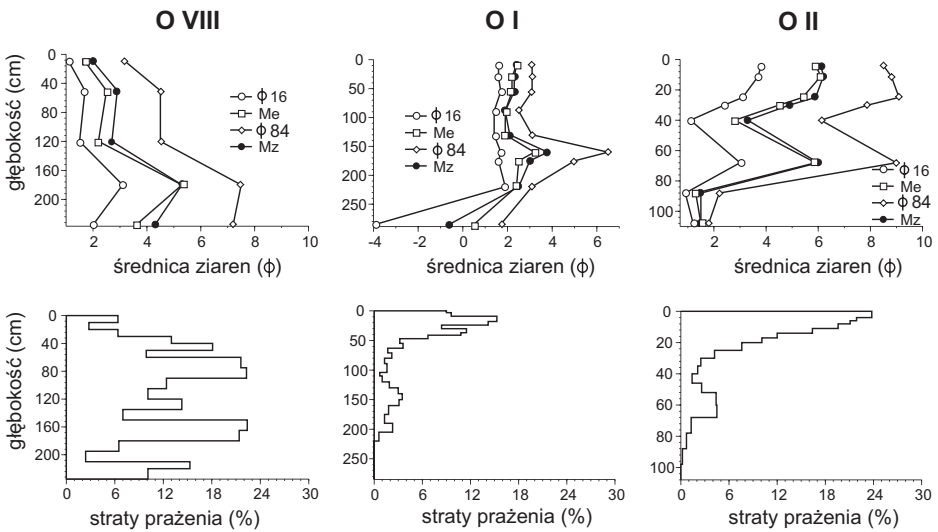
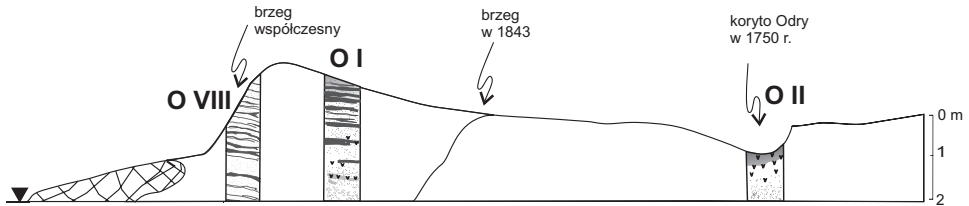
Ryc. 28. Wysokość powierzchni pobranych profili w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Oławie.

Fig. 28. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Oława. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

natomiast odcinek dawnego koryta znajdujący się około 1 km dalej, stanowi starorzecze w całości wypełnione wodą, wolno zarastające szuwarami przy brzegach. Dno wypełnionego koryta jest nierówne, a wysokość jego krawędzi, 1-2 m, zmniejsza się dość szybko i krawędź zanika w płaskiej powierzchni równiny zalewowej. W części wypełnienia widoczne jest także lustro wody ograniczone stromymi krawędziami wysokości około 2-2,5 m. Równina, w której wykonano trzy profile jest płaska i stosunkowo łagodnie schodzi do koryta rzeki. Wyraźny wał brzegowy pojawia się dopiero około 250 m w dół rzeki w miejscu, w którym brzeg porośnięty jest drzewami i zaroślami. Powierzchnia równiny, z której pobierano próbki jest ograniczona kanałem odprowadzającym wodę do Odry z XVIII-wiecznego starorzecza. Zarówno mało urozmaicona rzeźba równiny jak i jej wysokość, około 2 m, wyraźnie różnią ją od opisywanej wcześniej równiny zalewowej koło Oławy. Różnice wysokości równiny zalewowej i położenia profili nad poziom wody są przyczyną różnej częstości zalewania miejsc, w których pobrano profile (ryc. 28).

Osady w profilu OI, zlokalizowanym w wale brzegowym, są wyraźnie dwudzielne. W górnej części do głębokości około 120 cm widoczne są naprzemianległe osady jasne piaszczyste o miąższości przeciętnie kilkunastu centymetrów i warstwy czarne o miąższości przeważnie nieprzekraczającej kilku centymetrów. Ponieważ pobierane były pary warstw, te różnice nie znajdują odzwierciedlenia w zmianach średnicy ziaren oraz wartości SP (ryc. 29). Ogólnie, są to osady piaszczyste o przeciętnej zawartości substancji organicznej, która dochodzi jednak w powierzchniowej warstwie 0,5 m do około 16%. Dolna część osadów, aż do głębokości 2,6 m, na której napotkano żwiru bruku korytowego, jest zbudowana z masywnych piasków średnio- i drobnoziarnistych, koloru jasnego. Oddzielona jest ona od górnej części około 20-centymetrową warstwą „zailoną”, o wyraźnie większej zawartości frakcji pylastej i ilastej ($\phi_{84} \approx 7$). Również

Oława

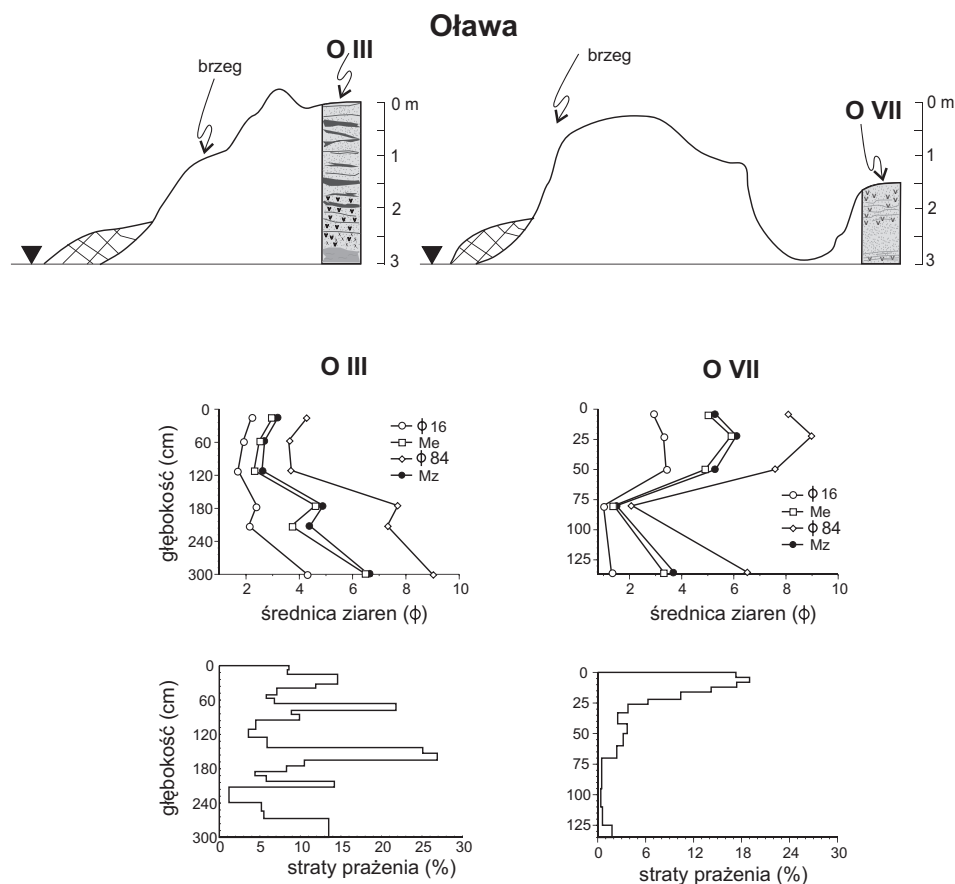


Ryc. 29. Lokalizacja profili osadów OI, OII i OVIII w topografii równiny zalewowej Odry w Oławie, średnica ziaren i straty prażenia pobranych próbek osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 29. Location of sediment profiles OI, OII and OVIII in topography of the Odra River flood plain at Oława, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

w dolnej części warstwy piaszczystej pojawiają się soczewki pyłów. Profil kończy się na żwirach, około 0,7 m nad powierzchnią wody.

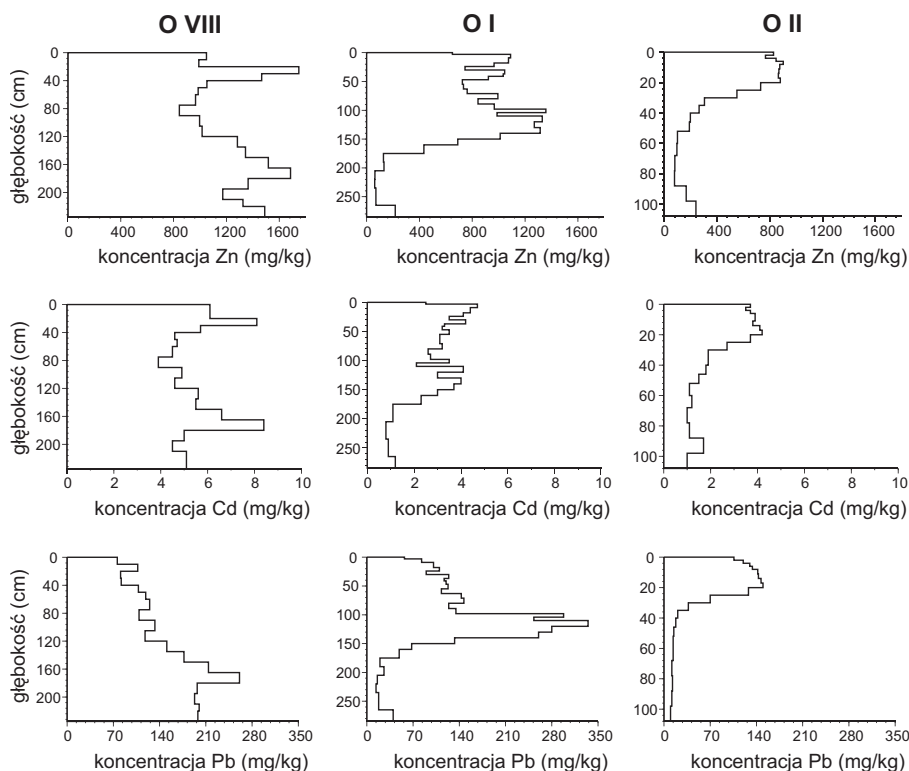
Osady w profilu OII położonym w najniższym miejscu starorzecza różnią się zasadniczo od występujących w OI. W stropie zalega czarnoszara warstwa osadów pylastych o zawartości materii organicznej przekraczającej 20%. Stopniowo ku dołowi przechodzi ona w utwory drobnopiaszczysto-pylaste koloru brązowego, o niewielkiej wartości SP. Pod nimi na głębokości około 70-80 cm zalegają zwarte osady pylasto-drobnopiaszczyste stanowiące strefę przejściową do zalegających niżej jednolitych piasków gruboziarnistych, będących już dawnymi utworami korytowymi. W osadach tych na głębokości 1,1 m napotkano poziom wody.



Ryc. 30. Lokalizacja profili osadów OIII i OVII w topografii równiny zalewowej Odry w Oławie, średnica ziaren i straty prażenia pobranych próbek osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 30. Location of sediment profiles OIII and OVII in topography of the Odra River flood plain at Oława, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

W profilu OVIII zlokalizowanym w odkrywce brzegowej odsłaniają się osady warstwowe, analogiczne do występujących w górnej części profilu OI. Różnica polega na tym, że warstwy czarne są wyraźniejsze i nachylone w kierunku koryta. Intensywność czarnej barwy jest związana z wysokimi zawartościami materii organicznej dochodzącymi do 24%. W spągu występują drobnoziarniste osady mułkowe, jakkolwiek ku stropowi wyraźnie wzrasta zawartość piasków i staje się podobna do tej w osi wału brzegowego (OI). Takie same osady warstwowe zostały odsłonięte także w profilu OIII, chociaż występują one w większej odległości od współczesnego brzegu. Charakterystyczne są w nich podobnej wielkości maksymalne wartości SP oraz zaleganie w spągu zwięzłych osadów mułkowych z obecnością „piegów” żelaza przykrytych osada-



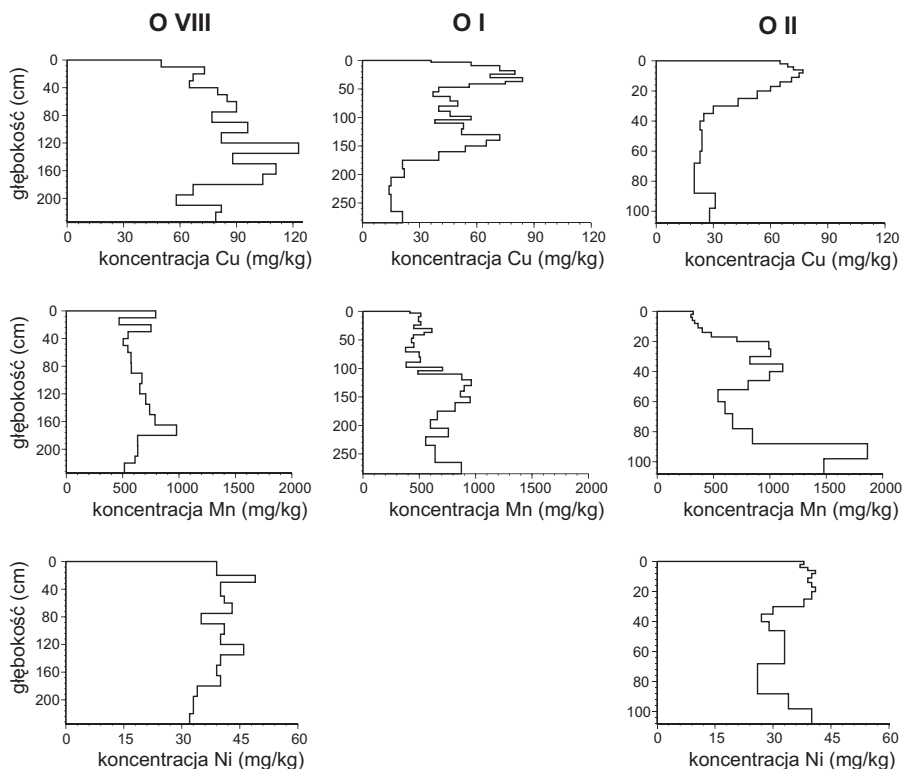
Ryc. 31. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów OI, OII i OVIII pobranych w Oławie.

Fig. 31. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles OI, OII and OVIII sampled at Oława. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

mi piaszczystymi. Z kolei osady w profilu OVII (ryc. 30), wykonany kilkadziesiąt metrów od koryta, są zbliżone do występujących w starorzeczu w części południowej. Charakterystyczna jest wyraźna, „zbita” pylasta warstwa o dużej zawartości substancji organicznej zalegająca na brunatnych osadach piaszczysto-pylastych, które z kolei występują na piaskach przewarstwionych wkładkami pylastymi o minimalnej zawartości substancji organicznej.

Ze zróżnicowaniem stratygraficznym osadów są związane różnice koncentracji badanych pierwiastków. Osady warstwowane w profilu OI mają kilkukrotnie wyższą zawartość miedzi i kadmu oraz kilkunastokrotnie wyższą zawartość cynku i ołowiu niż starsze osady niewarstwowane (ryc. 31). Bardzo wyraźny pik ołowiu dochodzący do 350 mg/kg występuje w warstwie „zailonej” rozgraniczającej oba typy osadów. W przeciwieństwie do tych pierwiastków koncentracje manganu (ryc. 32) są nawet dwa razy wyższe w dolnej niż w górnej części profilu, z maksymalnymi wartościami także występującymi w warstwie „pośredniej”.

Duża różnica między zanieczyszczeniem warstwy powierzchniowej o miąższości około 20-30 cm i niżej zalegających osadów widoczna jest także w profilu OII w wy-



Ryc. 32. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów O I, O II i O VIII pobranych w Oławie.

Fig. 32. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles O I, O II and O VIII sampled at Oława. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

pełnieniu dawnego koryta. Podobnie jak w sąsiednim profilu O I największa jest różnica koncentracji cynku i ołowiu, a mniejsza – miedzi i kadmu. Podobnie również jak w profilu O I, wyższe koncentracje manganu obserwowane są w dolnej części profilu. Jego maksymalne koncentracje wyraźnie mają związek z piaskami gruboziarnistymi zalegającymi w spągu profilu.

W porównaniu do obydwóch tych profili, w odkrywcze brzegowej (O VIII) maksymalne koncentracje wszystkich pierwiastków, z wyjątkiem manganu i ołowiu, są wyższe. Charakterystyczny wydaje się być spadek tych koncentracji od wartości najwyższych lub prawie najwyższych w warstwie na głębokości 150-170 cm w kierunku powierzchni. Wyjątkiem są piki koncentracji pokrewnych geochemicznie pierwiastków: cynku i kadmu w przypowierzchniowej warstwie około 2-40 cm. W przeciwieństwie do nich piki koncentracji manganu występują w warstwie powierzchniowej i na głębokości około 180 cm. Jeszcze wyższe koncentracje badanych pierwiastków, z wyjątkiem manganu i niklu, występują w osadach warstwowanych w profilu O III (ryc. 33). Maksymalne koncentracje kadmu, ołowiu i cynku należą do najwyższych spośród badanych w dolinie Odry profili, przekraczając nawet kilkudziesięciokrotnie (ołów, cynk) warto-

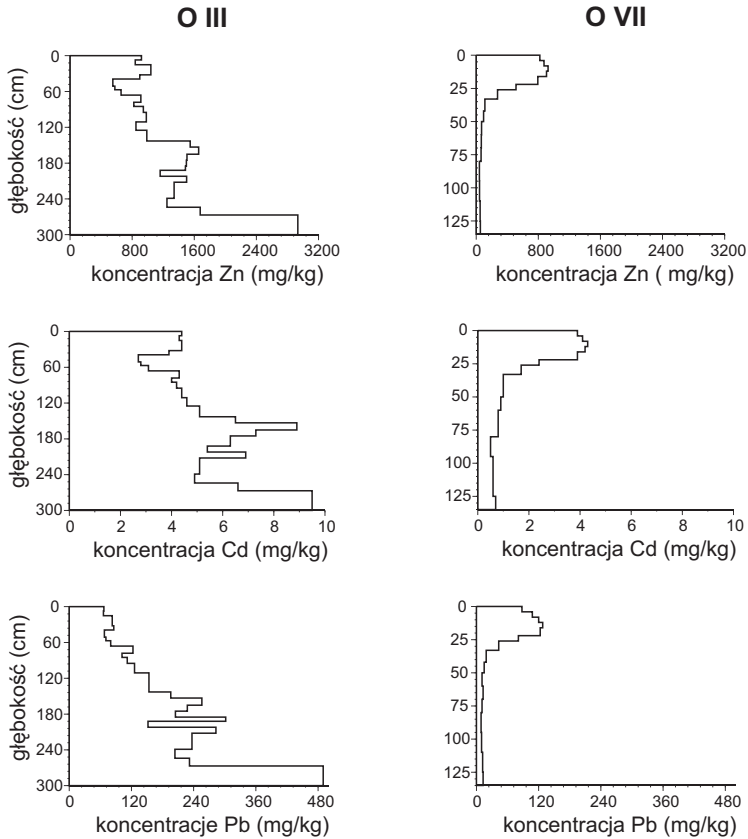
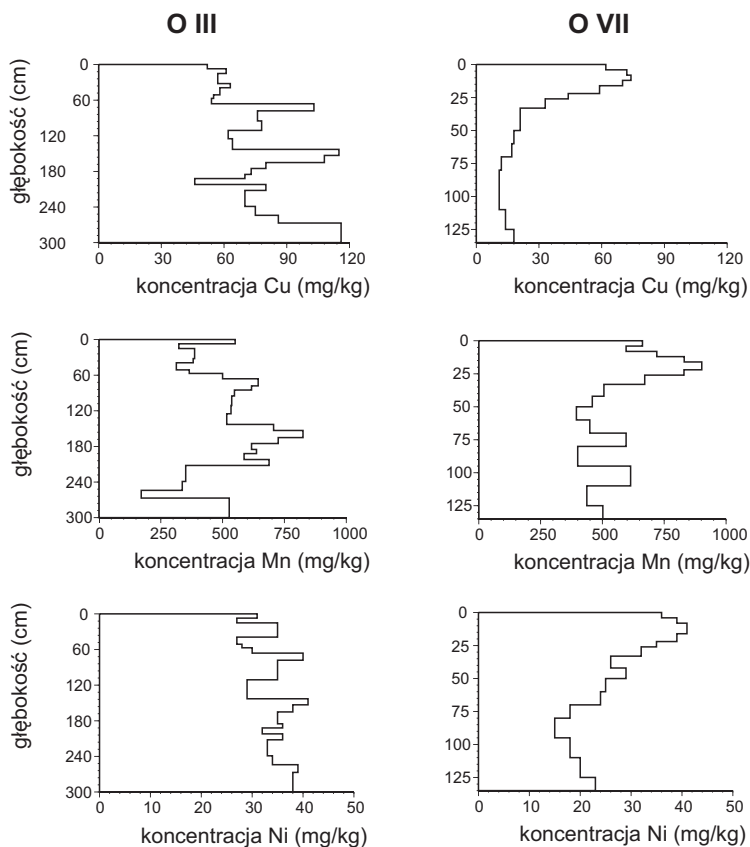


Fig. 33. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów OIII i OVII pobranych w Oławie.

Fig. 33. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles OIII and OVII sampled at Oława. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

ści lokalnego tła geochemicznego. Najwyraźniejszy także spośród wszystkich profili w Oławie jest spadek koncentracji tych pierwiastków od spągu w kierunku powierzchni. Tendencja ta jest mniej wyraźna dla miedzi i w ogóle niewidoczna dla niklu i manganu, którego wyższe zawartości wydają się być skorelowane z warstwami o wyższej wartości SP (ryc. 34). Z kolei zróżnicowanie koncentracji metali ciężkich w osadach profilu OVII, z wypełnienia XVIII-wiecznego koryta, jest analogiczne do wypełnienia sąsiedniego zakola tego koryta (OII). Mimo znacznej odległości pomiędzy nimi, wynoszącej około 1 km i położeniu w różnej odległości od brzegu, zanieczyszczenie 25 cm powierzchniowej warstwy jest umiarkowane i w obu profilach niemal takie samo. Zanieczyszczenie warstwy powierzchniowej w profilu OVII kontrastuje z, w zasadzie naturalnymi, koncentracjami pierwiastków w dolnej jego części. Prawidłowość ta odnosi się również, choć w nieco mniejszym stopniu, do różnic koncentracji niklu i manganu.

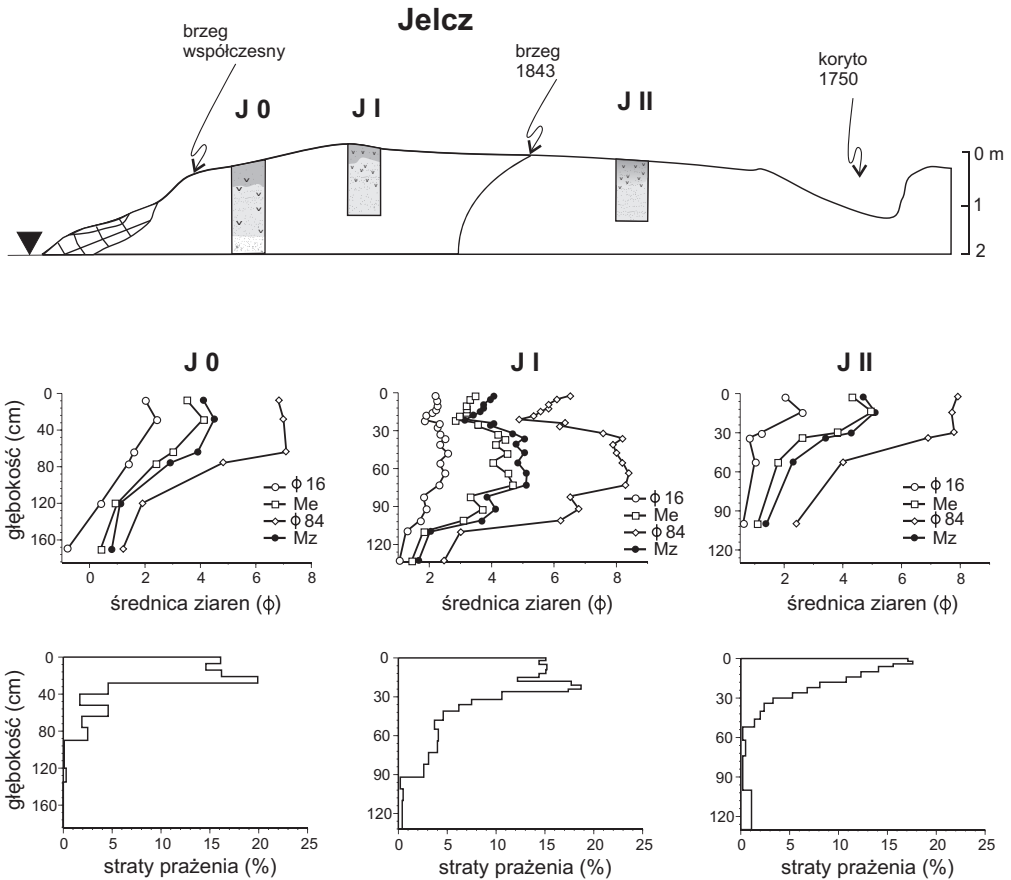
Wszystkie trzy profile w Jelczu zostały wykonane w terasie zalewowej w bardzo podobnej wysokości. Profil J0 został wykonany do głębokości 185 cm, na której napotka-



Ryc. 34. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów w OIII i OVII pobranych w Oławie.

Fig. 34. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles OIII and OVII sampled at Oława.

no zwierciadło wody, natomiast profile II i III zostały wykonane do poziomu piasków gruboziarnistych na głębokości 1,3 m. W profilu J0, zlokalizowanym 4 m od krawędzi zwierciadła wody, osady są zróżnicowane w podobny sposób jak w wale brzegowym w Oławie (OI). Górna część profilu, o miąższości około 1 m, zbudowana jest z naprzemianległych warstw jasnych piasków drobnoziarnistych przewarstwionych osadami ciemniejszymi, o wyraźnej zawartości substancji organicznej. Spoczywają one na masywnych piaskach średnioziarnistych, a w spągu gruboziarnistych. Powierzchniową część tych osadów stanowi wyraźnie odróżniająca się, pylasto-piaszczysta warstwa o miąższości niecałych 30 cm koloru szaro-czarnego, o wysokiej wartości SP, powyżej 15% (ryc. 35). Ta sama warstwa podobnej miąższości widoczna jest także w profilu II usytuowanym około 10 m dalej od brzegu, a jej granica również jest wyraźnie widoczna. Wraz ze wzrostem odległości od rzeki ta sama granica staje się mniej ostra, czego wyrazem jest stopniowy spadek wartości SP od powierzchni do głębokości 0,5 m w oddalonym około 90 m od brzegu profilu JII. We wszystkich tych profilach warstwa powierzchniowa odróżnia się także mniejszą średnicą ziaren deponowanych osadów,

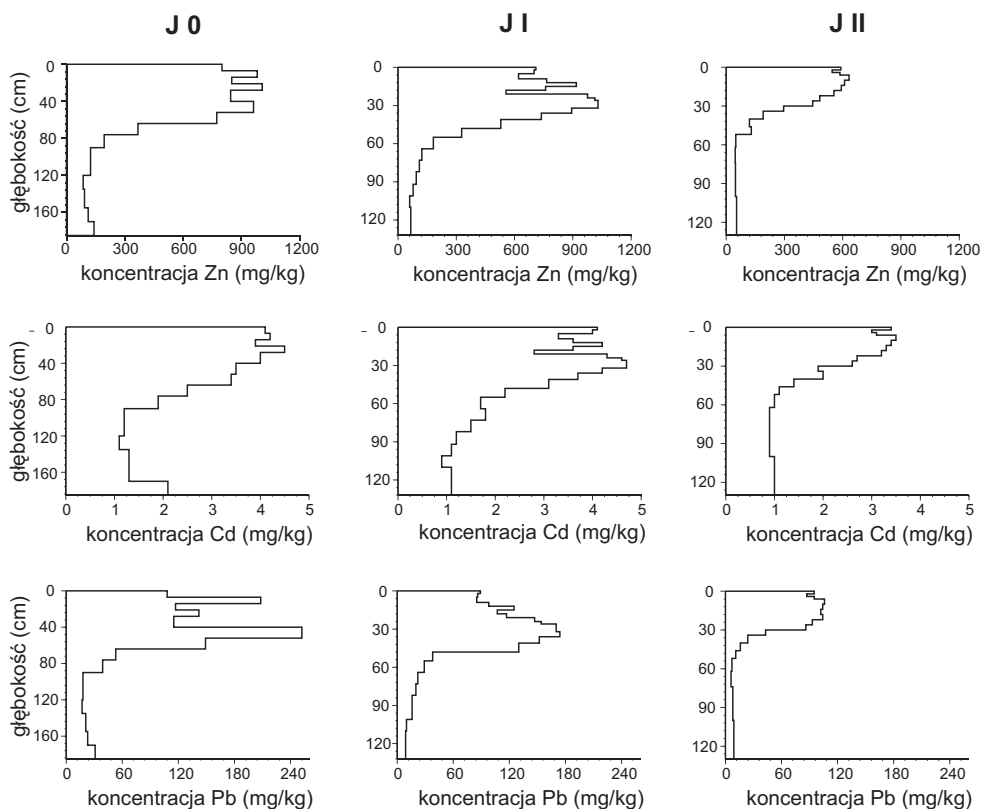


Ryc. 35. Lokalizacja profili osadów J0, JI i JII w topografii równiny zalewowej Odry w Jelczu, średnica ziaren i straty prażenia pobranych próbek osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 35. Location of sediment profiles J0, JI and JII in topography of the Odra River flood plain at Jelcz, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

w dużej części frakcji pylistych. W profilach JI i JII pomiędzy powierzchnią warstwą „organiczną” i piaskami średnio- i gruboziarnistymi występującymi na głębokości poniżej około 80 cm, widoczna jest brązowa warstwa pylasto-piaszczysta, o niewielkiej zawartości substancji organicznej (<5%). Przejście pomiędzy spągowa warstwą piaszczystą i pylasto-piaszczystą jest w obydwóch profilach stopniowe.

W profilach w Jelczu, podobnie jak w Oławie, różnice w koncentracji metali w osadach są związane z ich zmiennością stratygraficzną. Ogólnie, maksymalne koncentracje metali z wyjątkiem manganu, są niższe niż w warstwowanych osadach przybrzeżnych w Oławie i podobne do osadów odsłaniających się w Oławie w większej odległości od brzegu (ryc. 36, 37). Wartości te, oprócz manganu, występują w powierzch-



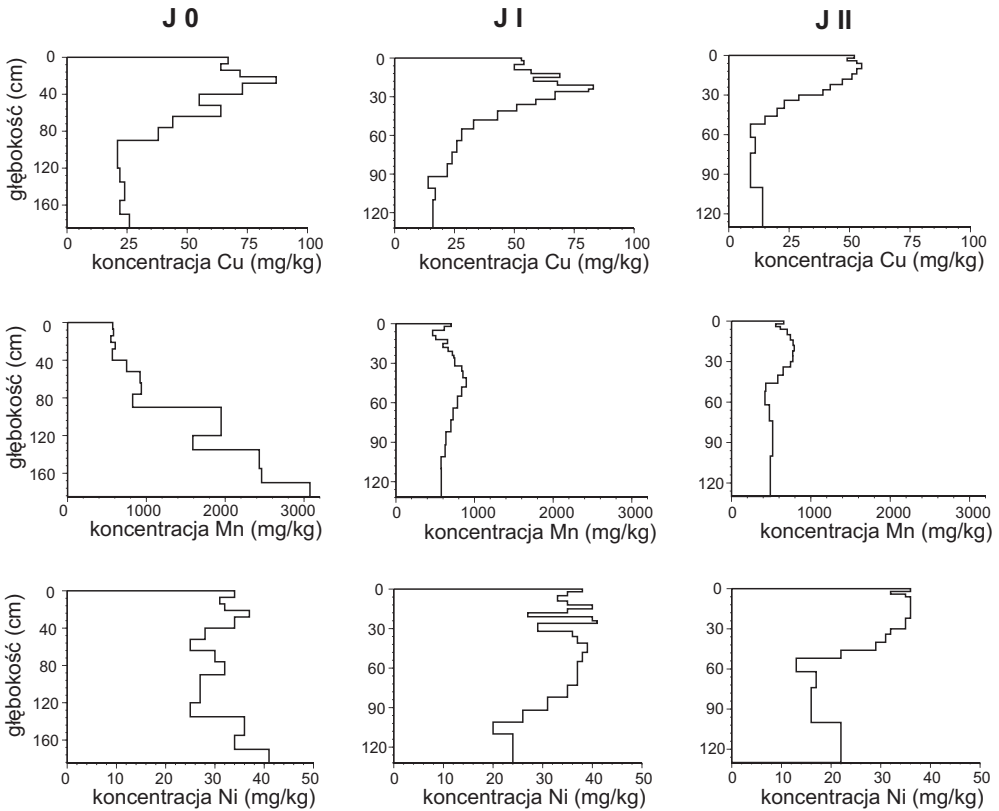
Ryc. 36. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów J0, J1 i JII pobranych w Jelczu.

Fig. 36. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles J0, J1 and JII sampled at Jelcz. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

niowej warstwie osadów, w której także obserwuje się wzrost wartości SP. W profilach w Jelczu charakterystyczny jest bardzo gwałtowny wzrost koncentracji ołowiu i cynku oraz nieco mniejszy kadmu na tej samej głębokości w profilach J0 i J1 położonych przy brzegu i płycej, na głębokości 30 cm, w profilu położonym najdalej od brzegu (JII). Równie gwałtownie zwiększa się koncentracja manganu w głąb profilu przybrzeżnego J0 w warstwie gruboziarnistych piasków. Koncentracje maksymalne tego pierwiastka są jednymi z największych we wszystkich badanych profilach w dolinie Odry.

* * *

Analiza zróżnicowania zanieczyszczenia metalami osadów między Oławą i Jelczem pozwala na wyodrębnienie dwóch wyraźnie różniących się stref: wypełnień basenów międzyostrogowych i pozostałej części międzywala. W wypełnieniach basenów międzyostrogowych występują osady o bardzo wysokiej zawartości głównie cynku, ołowiu i kadmu. Charakterystyczną ich cechą jest wyraźne warstwowanie. W warstwach tych zawartość materii organicznej przekraczająca przeważnie 20% nie jest następstwem



Ryc. 37. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów J0, J1 i JII pobranych w Jelczu.

Fig. 37. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles J0, J1 and JII sampled at Jelcz Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

obecności w nich miału węglowego, jak to miało miejsce w osadach w wyżej położonym odcinku Odry, ale jest raczej związana z materią organiczną dostającą się do rzeki wraz ze ściekami komunalnymi i przemysłowymi. Miąższość tych osadów przekracza często 3 m. Spoczywają one przeważnie bezpośrednio na łachach korytowych zbudowanych głównie z piasków gruboziarnistych wypełniających w początkowym stadium basen międzyostrogowy lub na zwięzłych mułach o dużej zawartości materiału ilastego i pylastego. Osady te odsłaniają się zarówno w odkrywce brzegowej (OVII), jak i w profilu znajdującym się 30 m od brzegu (OIII). Występowanie podobnych osadów i w podobnym stopniu zanieczyszczonych w różnej odległości od brzegu sugeruje ich przyrastanie wraz ze zwięzaniem się koryta rzeki, po wykonaniu pierwszych ostróg w 1842 r., a więc w ciągu ostatnich 150 lat. Osady łach piaszczystych wypełniających najstarsze części basenów międzyostrogowych w połowie XIX-wieku mogły mieć miąższość dochodzącą do 1,5 m. Takiej miąższości osady piaszczyste zostały odsłonięte w profilu OI w odległości około 20 m od współczesnego brzegu rzeki. Odróżnia się od nich warstwa, której osady są znacznie bardziej zanieczyszczone. Radykalna zmiana koncentracji przede wszystkim ołowiu

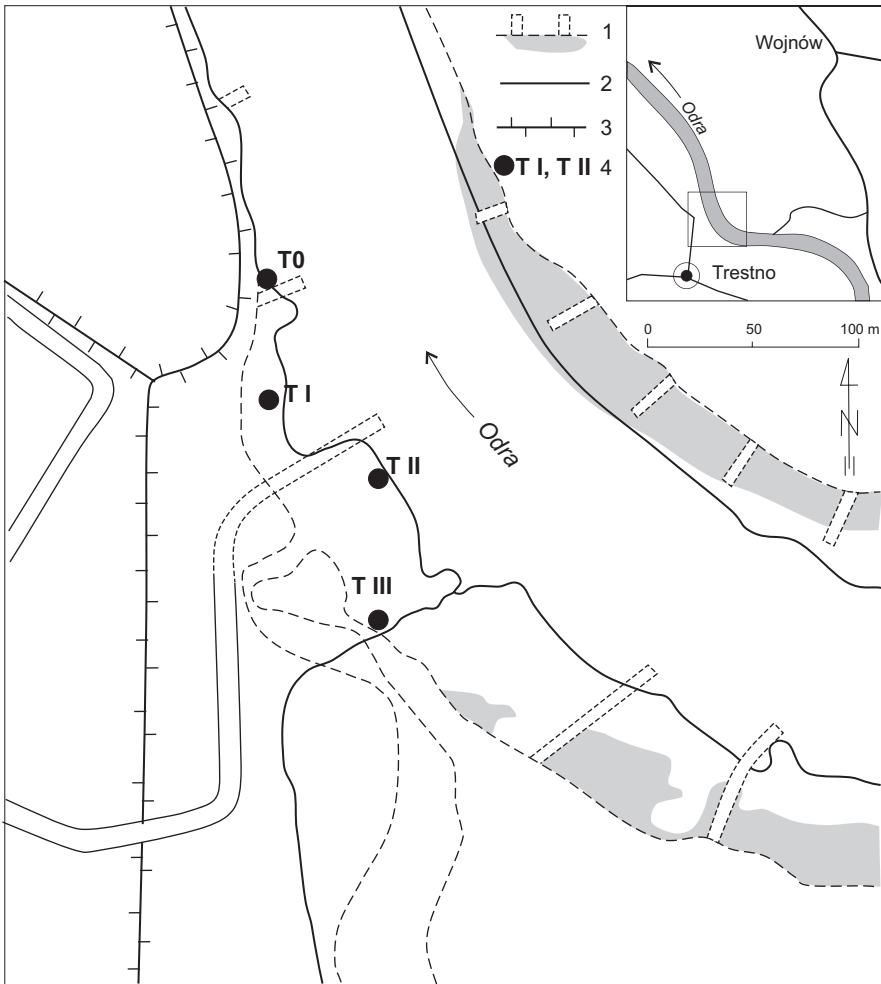
i kadmu jest bardzo zbliżona do obserwowanych w kilku profilach w Koźlu i wiążących się z pracami regulacyjnymi i usuwaniem wierzchniej warstwy osadów. Prawdopodobnie więc, również część zanieczyszczonej warstwy została usunięta w czasie prac regulacyjnych, jakie miały miejsce około 1905 r. w tym odcinku. Jakkolwiek więc, miąższość warstwy zanieczyszczonej zapewne została zredukowana, obecnie w strefie przybrzeżnej koryta powstałego w wyniku regulacji w połowie XVIII w. wynosi ona 1,5 m. Ponieważ, jak wskazuje porównanie map, koło Oławy szerokość koryta zmniejszyła się nawet o ponad 100 m w ciągu ostatnich 150 lat (ryc. 26), powstały w tym czasie obszar łądu jest zbudowany w dominującej części z osadów silnie zanieczyszczonych. O bardzo zmiennej szerokości tej zalądowanej strefy XVIII/XIX-wiecznego koryta Odry świadczą osady pobrane w Jelczu. Szerokość koryta w Jelczu na przestrzeni ostatnich 150 lat nie uległa znaczącej zmianie, a osady warstwowe występują jedynie w strefie szerokości kilku metrów. Zastanawiająco małą miąższość tych osadów, ale także wyjątkowo niską i płaską powierzchnię terasy może tłumaczyć sztuczne zrównanie tego fragmentu terasy zalewowej w czasie prac regulacyjnych. Na takie zdarzenie wskazuje również nieregularny kształt i całkowity zanik w rzeźbie równiny, starorzecza znajdującego się w bezpośrednim sąsiedztwie współczesnego koryta. Podobny wniosek można wysnuć obserwując gwałtowny wzrost koncentracji ołowiu, cynku i kadmu w osadach we wszystkich trzech profilach w Jelczu znajdujących się w bardzo różnej odległości od brzegu.

Miąższość warstwy osadów zanieczyszczonych w Jelczu wynosząca około 0,5-0,3 m na przestrzeni niemal 100 m od brzegu, jest bardzo zbliżona do miąższości osadów okrywających równinę zalewową w Oławie. Różnica ich miąższości jest stosunkowo niewielka mimo, że osady w profilach w Oławie wypełniają starorzecza, a w Jelczu znajdują się na płaskiej równinie zalewowej. Jakkolwiek miąższość tych osadów w Oławie, przyrastających w wąskim międzywału, również mogła ulec zmianie w czasie na przykład budowy lub poprawiania wałów bądź regulacji koryta, wydaje się jednak, że reprezentują one osady powstałe w okresie nie krótszym niż 100 lat, a więc co najmniej od czasu ostatniej regulacji w 1905 r. Niewątpliwie więc, w badanym odcinku rzeki, warstwy osadów zanieczyszczonych o podobnej miąższości można spodziewać się w strefie o szerokości około 100 m ciągnącej się na zewnątrz wypełnianych współcześnie basenów międzyostrogowych.

4.6. Trestno

Cztery profile pionowe w osadach aluwialnych w Trestnie zostały tak usytuowane, aby odzwierciedlały różnicowanie warunków sedymentacji występujących w basenie międzyostrogowym. Miejscoowość Trestno znajduje się kilka kilometrów powyżej Wrocławia, który już od średniowiecza posiadał system śluz i kanałów. System ten znacząco rozbudowany został w XIX w., a prace trwały jeszcze na początku XX w. (Czerwiński 1998). Skutkiem istnienia tego systemu jest duża stabilność koryta Odry w ciągu ostatnich 150 lat. Wskazuje na to porównanie położenia koryta, wałów i ostróg na mapie z 1852 r. i współczesnej (ryc. 38). Mapy pokazują, że ostrogi, które zostały

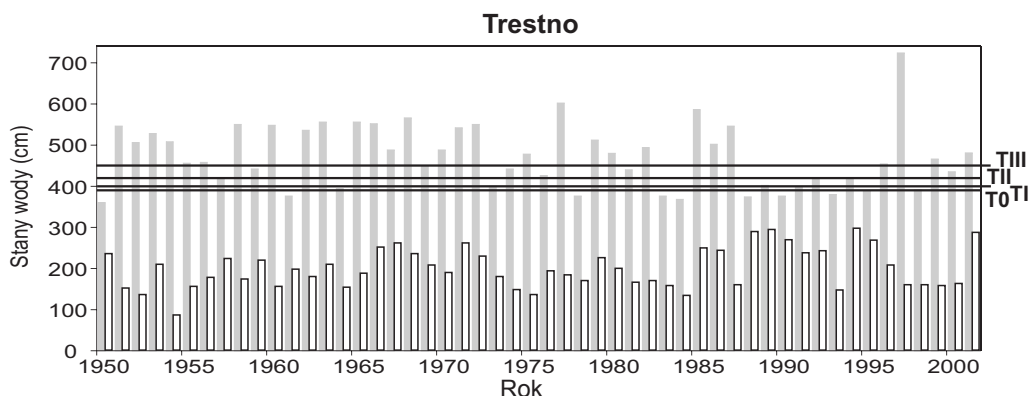
zbudowane w 1865 r. zawężyły koryto o około 70-90 m, a wypełnienie basenu międzyostrogowego, w którym pobrano próbki ma szerokość 20-50 m. Miąższość osadów w tym wypełnieniu jest znacznie mniejsza niż w basenach badanych w wyżej położonym odcinku rzeki i w najstarszych jego częściach nie przekracza 1 m. Wydaje się, że jest to spowodowane stabilnością pionową koryta, dzięki śluzom znajdującym się na terenie Wrocławia, które nie tylko zapobiegły erozji dna, ale także zmniejszyły amplitudę wahań stanów wody (ryc. 39). Współcześnie powierzchnia tych basenów jest niższa 20-30 cm od powierzchni starszej równiny zalewowej i jest wykorzystywana jako pastwisko. Granica pomiędzy obydwooma częściami równiny nie jest ostra. Natomiast



Ryc. 38. Lokalizacja miejsc poboru prób w Trestnie; 1. brzegi rzeki i ostrogi w 1863 roku (1:2 500, Julius Geisler), 2. brzegi i ostrogi współczesne, 3. wały przeciwpowodziowe, 4. lokalizacja profili.

Fig. 38. Location of sampling points at Trestno; 1. river banks and groynes in 1863 (1:2 500, Julius Geisler), 2. contemporary river banks, 3. embankment, 4. location of profiles.

w rzeźbie wypełnienia wyróżnia się niewielkie wzniesienie wału brzegowego oraz obniżenie terenu ciągnące się wzdłuż rowu odwadniającego zastoisko wodne w dawnym starorzeczu, które jest widoczne jeszcze dobrze na mapie z połowy XIX w. Obniżenie to ma szerokość kilku metrów przy ujściu rowu do rzeki i rozszerza się znacząco w kierunku wypełnionego starorzecza. Również, w rzeźbie równiny zalewowej widoczny jest przebieg dawnej drogi brukowanej, będącej podejściem do przeprawy promowej. Mapa z 1934 r. pokazuje, że droga ta wchodzi w koryto rzeki aż do wysokości dawnej



Ryc. 39. Wysokość powierzchni pobranych profili osadów w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Trestnie.

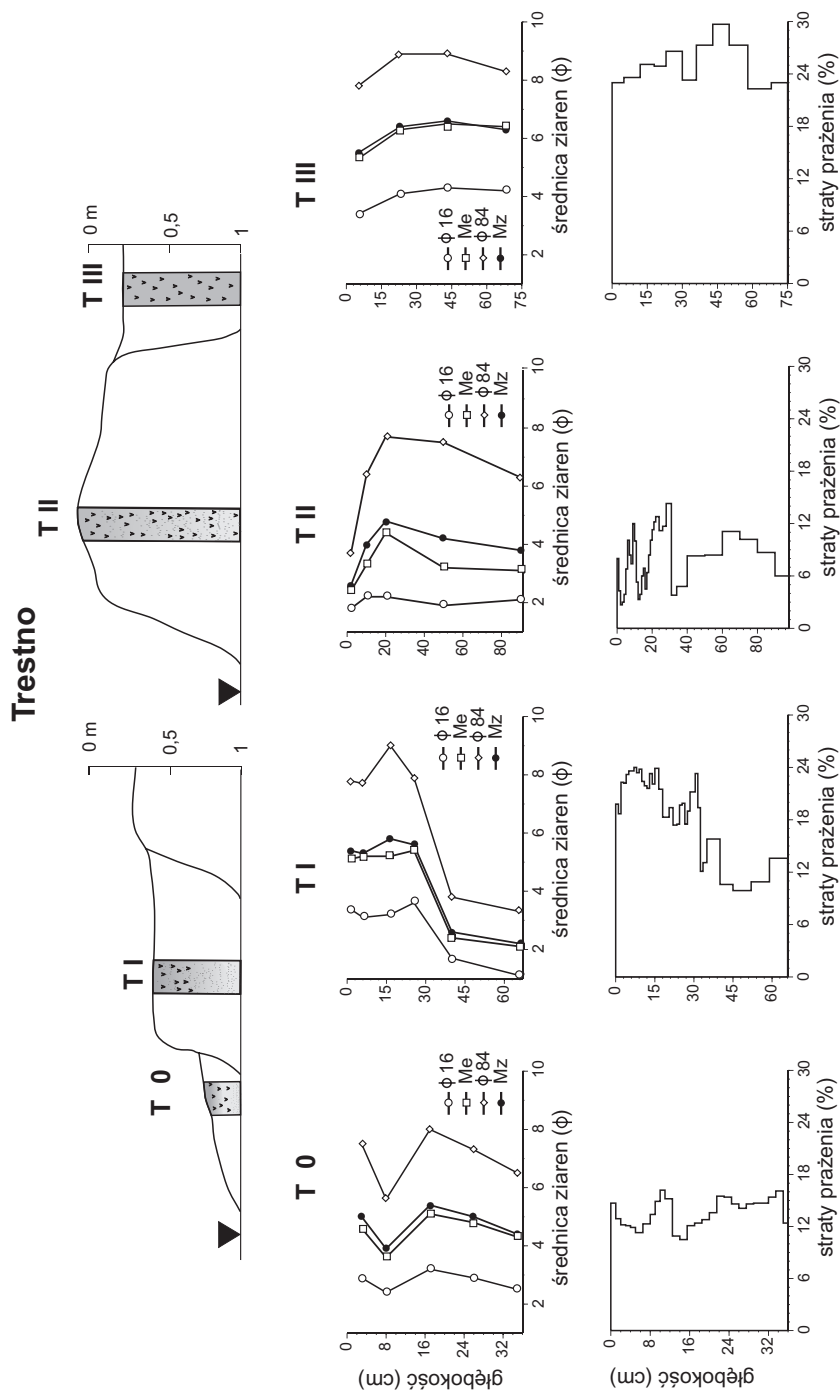
Fig. 39. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Trestno. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

ostrogii, jednak baseny międzyostrogowe po jej obu stronach nie są wypełnione osadami. Wobec tego w miejscach, w których wykonane zostały profile, osady akumulowały się w okresie późniejszym.

Zdecydowanie najmłodsze osady odsłaniają się w profilu T0 wykonanym w wypełnieniu o miąższości dochodzącej do 0,5 m, tworzącym się w zaprawowej strefie ostrogii. Jest to wąska powierzchnia aluwialna szerokości do około 2 m i długości około 20 m w całości porośnięta trawą. Osady odsłaniające się w profilu głębokości 35 cm są niewyraźnie warstwowane. Dominują wśród nich czarne osady pylaste z domieszką piasków bardzo drobnoziarnistych z kilkoma cienkimi warstwami frakcji piaszczystej (ryc. 40). Wartość SP jest stosunkowo wysoka i waha się w granicach 10-16% wskazując na dużą zawartość substancji organicznej. Z czasem osady te osiągną wysokości współczesnego wypełnienia basenu międzyostrogowego, to znaczy będą miały miąższość około 60-80 cm. Osady o takiej właśnie miąższości zostały odsłonięte w profilu TI usytuowanym w odległości około 70 m od brzegu. Są one wyraźnie dwudzielne: w dolnej części, około 25 cm, odsłaniają się jasnobrunatne osady piaszczysto-pylaste, na których spoczywa jednolita warstwa pyłów koloru brunatno-czarnego, o miąższości około 40 cm. Znaczny udział frakcji ilastej w tych osadach, co najmniej kilkunastu %, powoduje dużą od-

Ryc. 40. Lokalizacja profili osadów T0 - TIII w topografii równiny zalewowej Odry w Trestnie, średnica ziaren i straty prażenia próbek osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 40. Location of sediment profiles T0I - TIII in topography of the Odra River flood plain at Trestno, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.



porność tej warstwy na erozję. Obecność substancji organicznej w omawianych pyłach jest wysoka, dochodzi do 24%.

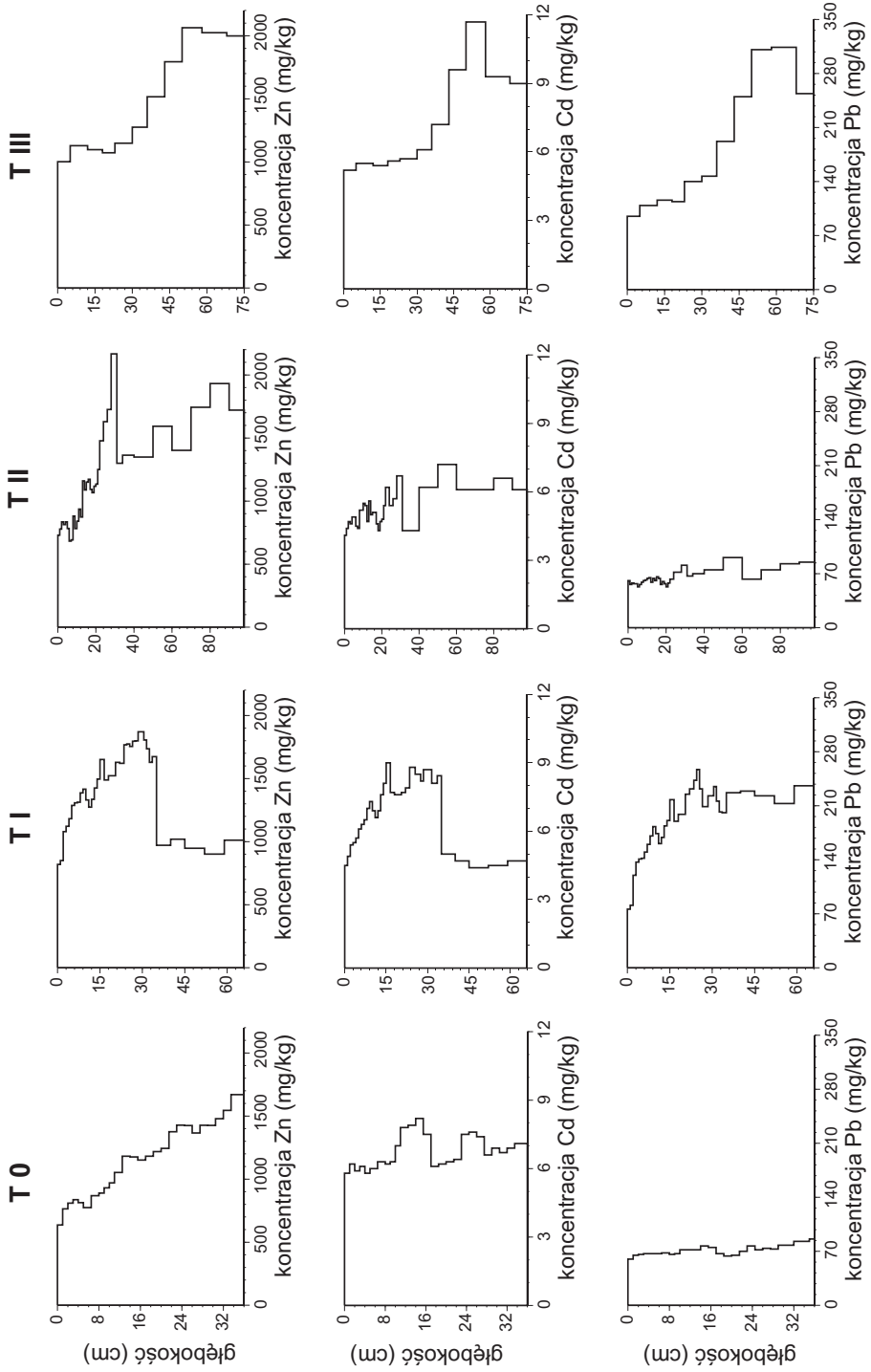
Profil TII został usytuowany w wale brzegowym wznoszącym się około 30-40 cm ponad powierzchnią równiny zalewowej. W górnej jego części, o miąższości około 30 cm, widocznych jest kilka warstw na przemian jasnych i ciemnych. Dominują wśród nich piaski drobnoziarniste, które spoczywają na piaszczysto-pyłastych osadach niewyraźnie warstwowanych koloru jasnobrazowego. Jakkolwiek więc, skład granulometryczny oraz niewielkie jego zróżnicowanie sugeruje stosunkowo równomierną sedymentację osadów w czasie kolejnych powodzi, to jednak forma wału i jego wysokość wskazują, że akumulacja osadów mogła być nawet dwa razy szybsza niż w profilu TI.

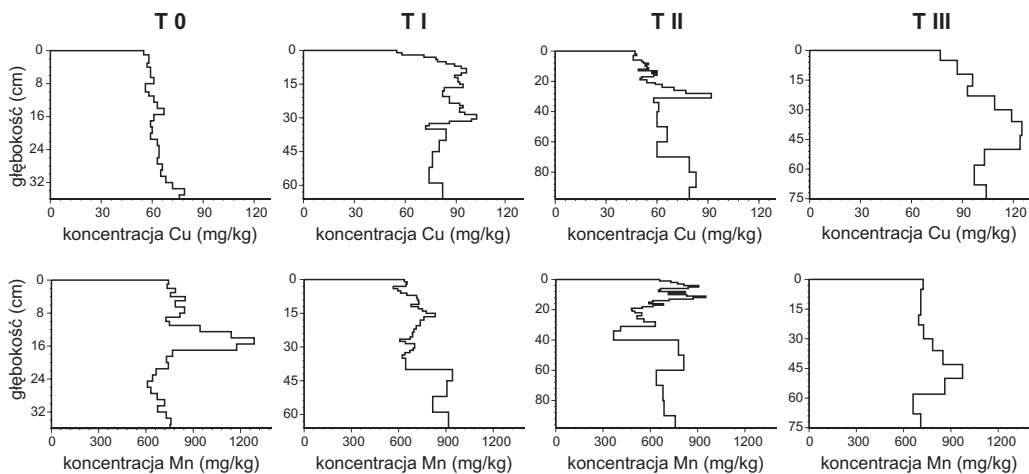
W profilu TIII odsłaniają się niemal jednolite, czarne osady o bardzo dużej, nawet 30% zawartości substancji organicznej. Profil ten znajdujący się w odległości około 30 m od współczesnego brzegu rzeki i około 10 m od rowu, tworzy warstwa jednolitych osadów pyłastych. W dolnej jego części widoczne są pojedyncze wytrącenia wodorotlenków żelaza. Duża zawartość substancji organicznej oraz niewielka średnica akumulowanych ziaren osadów wskazują na warunki sedymentacji bardziej charakterystyczne dla wód stojących zasilanych okresowo materiałem pochodzącym z rzeki, niż dla wód przybrzeżnych, co przemawia za nieco innym położeniem tego profilu, niż wynika z mapy (ryc. 38). Prawdopodobnie całe ujście starorzecza przez długi okres nawet kilkudziesięciu lat na przełomie XIX i XX w. stanowiło zmieniające swoją powierzchnię rozlewisko. Szybszy przyrost osadów, jak się wydaje, można wiązać dopiero z wybudowaniem szerokiego dojazdu do promu. Zdarzenie to niewątpliwie stworzyło sprzyjające warunki dla przyspieszonej sedymentacji osadów drobnoziarnistych zarówno w profilu TI jak i TIII poprzez odkładanie się w wewnętrznej części basenów osadów bardziej gruboziarnistych, z czasem nadbudowanych wałem brzegowym (TII).

Koncentracje badanych pierwiastków w profilu T0 są mało zróżnicowane (ryc. 41, 42). Zawartości miedzi i ołowiu są niewysokie i wahają się w granicach 60-80 mg/kg. Wyższe w stosunku do wartości tła geochemicznego są koncentracje kadmu, zbliżone do zawartości obserwowanych w młodszych osadach w Oławie. Również znacznie wyższe od wartości tła są koncentracje cynku, z których maksymalne są zbliżone do obserwowanych w Oławie. Cynk jest jedynym pierwiastkiem w tym profilu, którego koncentracje wyraźnie, bo ponad 2-krotnie, obniżają się od spągu w kierunku powierzchni, jakkolwiek warstwa osadów w tym profilu ma niewielką miąższość. Zanieczyszczenie kadmem i cynkiem osadów w starszym wypełnieniu międzyostrogowym (TI) jest bardzo podobne i kontrastuje z małym zróżnicowaniem koncentracji miedzi i ołowiu. Zdecydowanie wyższe, nawet 2-krotnie, koncentracje kadmu i cynku występują w jednolitej stropowej, czarnej, pyłastej warstwie o dużej zawartości substancji organicznej. Zalega ona na znacznie mniej zanieczyszczonych starszych osadach piaszczysto-pyłastych. Również w tym profilu, podobnie jak w wielu innych wcześniej omówionych, koncentracje manganu układają się odmiennie, niż innych pierwiastków: są wyższe w dolnej części profilu, niższe w górnej. Zanieczyszczenie metalami osadów w wale

Ryc. 41. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów T0-TIII pobranych w Trestnie.

Fig. 41. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles T0-TIII sampled at Trestno. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.





Ryc. 42. Koncentracje miedzi i manganu w profilach osadów T0-TIII pobranych w Trestnie.

Fig. 42. Copper and manganese concentrations in sediment profiles T0-TIII sampled at Trestno. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

brzegowym (TII), jakkolwiek wykazujące drobne fluktuacje, nie zmienia się pomiędzy stropem i spągiem. Wyjątkiem są koncentracje cynku, należące zresztą do wysokich w porównaniu do już omówionych profili, które w powierzchniowej 30-centymetrowej warstwie znacząco zmniejszają się ku powierzchni. Ponadto, stosunkowo wysokie są koncentracje kadmu, różniące się od niższych, w stosunku do wartości naturalnych, koncentracji miedzi i ołowiu. W Trestnie koncentracje metali w wypełnieniu międzyostrogowym w ujściu starorzecza (TIII) są mało zróżnicowane w stosunku do innych profili. Niewątpliwie jedną z przyczyn jest mała gęstość opróbowania tego profilu. Mimo to, widoczne jest stopniowe zmniejszanie się zawartości wszystkich pierwiastków od głębokości około 45-50 cm w kierunku powierzchni. Interesujący jest również fakt, że osady te należą do najsilniej zanieczyszczonych z wszystkich profili w Trestnie.

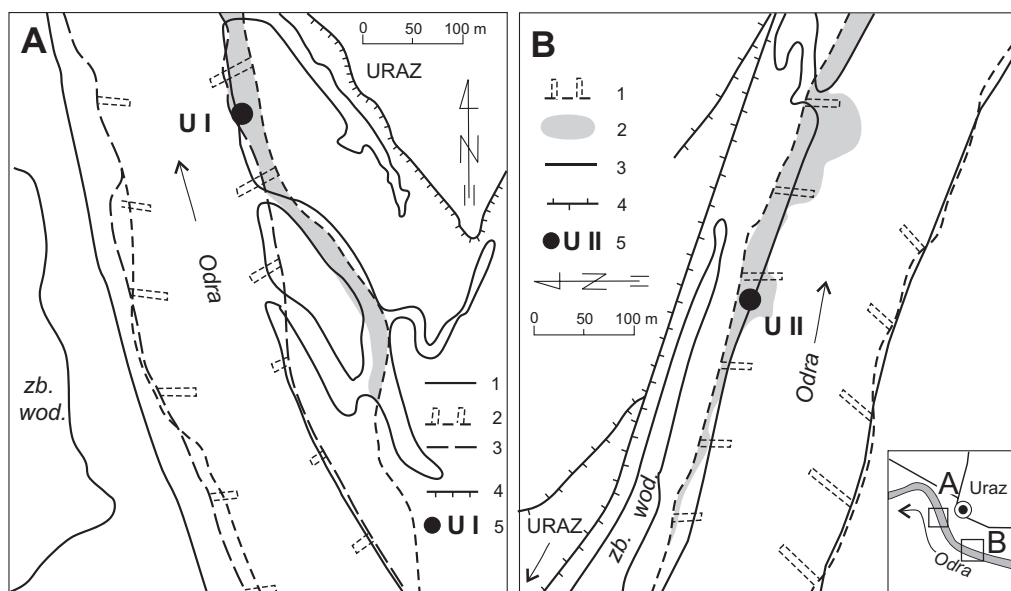
* * *

Zanieczyszczenie metalami osadów aluwialnych w Trestnie jest wyraźnie zróżnicowane. Ogólnie, niższe ich koncentracje występują w wale brzegowym i najmłodszych osadach wypełnienia przy brzegu, natomiast wyższe są one w osadach starszych znajdujących się w większej odległości od brzegu. Najlepiej różnicę pokazują zmiany w zawartości ołowiu. Koncentracje metali w profilach silniej zanieczyszczonych nie odbiegają istotnie od ich przeciętnych koncentracji w wyraźnie warstwowanych, zanieczyszczonych osadach w Oławie. Natomiast koncentracje pierwiastków w osadach młodszych w Trestnie są zbliżone do wartości w osadach powierzchniowych akumulowanych w Jelczu. Małe różnice w zanieczyszczeniu osadów, mimo około 30-kilometrowej odległości między obydwooma stanowiskami, wskazują na stosunkowo nieduży, choć widoczny spadek transportowanego na tym odcinku ładunku ołowiu i cynku oraz nieznaczne zmniejszenie się transpor-

owanego ładunku kadmu i miedzi. Mimo widocznego efektu stabilizacji koryta na wielokilometrowym odcinku powyżej Wrocławia, co najmniej od końca XIX w., w pobliżu Trestna występują także brzegi równiny zalewowej wysokości 2-3 m, w którą włączone zostały także wypełnione baseny międzyostrogowe. Przykładem tego jest przeciwny brzeg rzeki, który jednak został ukształtowany do regulacji tego odcinka na początku XX w. Zróznicowanie osadów badanego wypełnienia, mające miejsce głównie w XX w., jest więc charakterystyczne dla okresu koryta stabilnego pionowo i w tym sensie różni się od wypełnień analizowanych wcześniej. W równinie zalewowej w Trestnie najbardziej zanieczyszczone są osady wypełniające ujście starorzecza. Jak wskazuje położenie profilu TIII (ryc. 38) mogą tu występować osady najstarsze, jeszcze z połowy XIX w. W miejscu tym przez długi czas istniały sprzyjające warunki do sedimentacji drobnoziarnistych osadów. Być może także stosunkowo wysokie koncentracje metali w tym miejscu są spowodowane sorpcją przez materię organiczną, prawdopodobnie w znacznej części powstającą *insitu*. Podobne warunki zapewne panowały także po wybudowaniu dojazdu do przeprawy promowej w dystalnej części basenu międzyostrogowego. Z tym wydarzeniem może być związana zmiana osadów z piaszczystych na pylaste i bardziej zanieczyszczone w górnej części profilu TI. Brak warstwowania i drobnoziarniste osady wskazują na bardzo wolne współczesne tempo ich przyrostu. Niewątpliwie młodsze, ale szybciej przyrastające, są osady wału brzegowego TII. Najmłodsze i najszybciej współcześnie przyrastające osady wypełnienia we współczesnym korycie są najmniej zanieczyszczone. Ogólnie, można stwierdzić, że ograniczona erozja koryta Odry w początku XX w. sprzyjała wolnej i spokojnej akumulacji znacznie zanieczyszczonych osadów o miąższości nieprzekraczającej 0,5 m. Z czasem została ona zastąpiona akumulacją mniej zanieczyszczonych osadów, ograniczającą się do bardzo wąskiej strefy przybrzeżnej.

4.7. Uraz

W miejscowości Uraz znajdującej się około 20 km poniżej Wrocławia zostały wykonane dwa profile pionowe. Do tej miejscowości sięga cofka zbiornika powstałego w 1954 r. powyżej progu w Brzegu Dolnym. W Urazie rzeka wyraźnie zwalnia i rozszerza się, tworząc na lewym brzegu obszar rozlewiska i podmokłości o zmieniającym się zasięgu. Na prawym brzegu, przy którym wykonano profile, brzeg rzeki znajduje się w tym samym miejscu od ponad 200 lat (ryc. 43). W pierwszej połowie XIX w. zlikwidowano dużą wyspę na Odrze wykorzystywaną jako pastwisko. Prawobrzeżny dziś fragment Odry stanowiły w XVIII w. mielizny koło wyspy i łachy przybrzeżne. Do dzisiaj przebieg koryta pomiędzy nimi jest widoczny w formie podłużnych zagłębień wypełnionych osadami. Bardzo często w czasie wyższych stanów wody są one zalane. Cała równina zalewowa jest w tej części ograniczona wałem przeciwpowodziowym lub krawędzią terasy wyższej o wysokości około 2 m. W rzeźbie tej równiny niewidoczna jest krawędź brzegu koryta XVIII-wiecznego, która wtedy, jak można się z mapy domyślać, przechodziła stosunkowo łagodnie w niestabilne osady łachy korytowej. Podobna sytuacja była w miejscu, w którym zlokalizowano profil UI. Drugi z profili



Ryc. 43. Lokalizacja miejsc poboru prób w Urazie; A: 1. brzegi rzeki w 1778 roku (1:2 500, Neuwertz), 2. brzegi rzeki i ostrogi w 1850 roku (1:2 500, Neitzke), 3. współczesne brzegi rzeki, 4. wały przeciwpowodziowe, 5. lokalizacja profilu UI; B: 1. brzegi rzeki i ostrogi w 1850 roku (1:2 500, Neitzke), 2. łachy korytowe (1850 r.), 3. współczesne brzegi rzeki, 4. wały przeciwpowodziowe, 5. lokalizacja profilu U II.

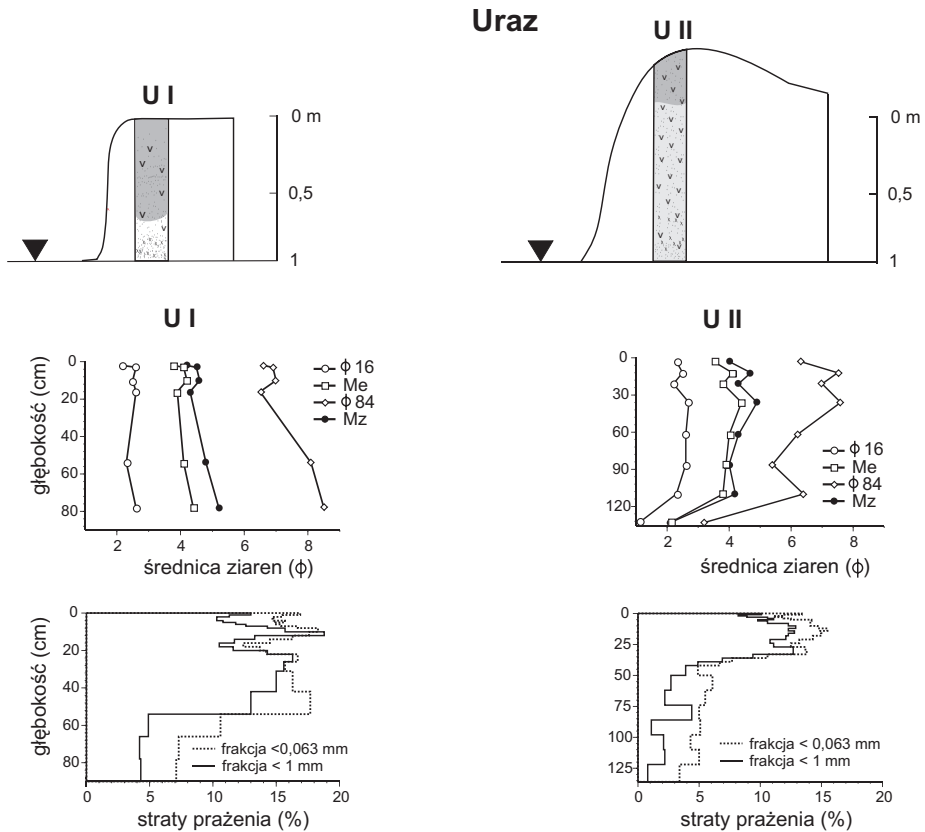
Fig. 43. Location of sampling points at Uraz; A: 1. river banks in 1778 (1:2 500, Neuwertz), 2. river banks and groynes in 1850 (1:2 500, Neitzke), 3. contemporary river banks, 4. embankment, 5. location of the profile UI; B: 1. river banks and groynes in 1850 (1:2 500, Neitzke), 2. channel bars (in 1850), 3. contemporary river banks, 4. embankment, 5. location of the profile U II.

(U II) został usytuowany w wale brzegowym oddzielającym koryto rzeki od płytkiego i wąskiego zbiornika wody ciągnącego się między tym wałem i wałem przeciwpowodziowym. Wał brzegowy wznosi się na wysokość około 1,2-1,5 m ponad poziom wody w rzece. Jest on gęsto porośnięty wikliną i łagodnie opada w kierunku podmokłego obszaru. Porównanie współczesnego położenia brzegu i na mapie z 1850 r. wskazuje na niewielkie jego zmiany, które mogą polegać głównie na stopniowym nadbudowywaniu wcześniej istniejącej łachy stanowiącej wypełnienie basenów międzyostrogowych.

Profil U II jest usytuowany w odkrywce brzegowej położonej około 1 km w górę rzeki od profilu UI. W porównaniu z profilem UI występujące tu osady są bardziej gruboziarniste, niewątpliwie z tego powodu, że budują one wał brzegowy (ryc. 44). W górnej części, o miąższości około 15 cm widoczne są osady cienko warstwowanie, na przemian ciemne i jasne, piaszczysto-pylaste. Zalegają one na 30-centymetrowej jednolitej warstwie pylasto-piaszczystej, barwy ciemnobrunatnej. Górna część profilu, o miąższości około 0,5 m ma wartość SP około 15%, bardzo zbliżoną do obserwowanej w profilu UI. Również spadek tej wartości jest gwałtowny, a wartości w dolnej części są niższe od 5%. Dla porównania na ryc. 44 podane są także straty prażenia dla frakcji <math>< 63 \mu\text{m}</math>

w której są oznaczone metale ciężkie. Porównanie to wskazuje, że wartości w tej frakcji są niższe i mniej zróżnicowane niż w całej próbce (<1 mm). W niższej znajdującej się części profilu, o małej wartości SP, osady mają kolor jasnobrażowy i są zbudowane z piasków drobnoziarnistych i pyłów. W warstwie tej można zaobserwować „piegi” wodorotlenków żelaza występujące w największej ilości na głębokości około 70-80 cm. W spągu profilu, w pobliżu poziomu wody, występują osady piaszczyste z domieszką frakcji pylastej.

Zmiany zanieczyszczenia osadów w obu profilach pokazują bardzo zbliżoną prawidłowość: koncentracje metali są znacząco wyższe w części stropowej, niż w dolnej (ryc. 45, 46). Różni je jednak miąższość zanieczyszczonej warstwy. Wynosi ona około 40 cm w profilu z wału brzegowego i jest ona 2 razy większa, niż w profilu UI. Interesujący jest fakt, że maksymalne koncentracje metali w Urazie nie różnią się istotnie od



Ryc. 44. Lokalizacja profili osadów UI i UII w topografii równiny zalewowej Odry w Urazie, średnica ziaren i straty prażenia pobranych próbek osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 44. Location of sediment profiles UI and UII in topography of the Odra River flood plain at Uraz, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

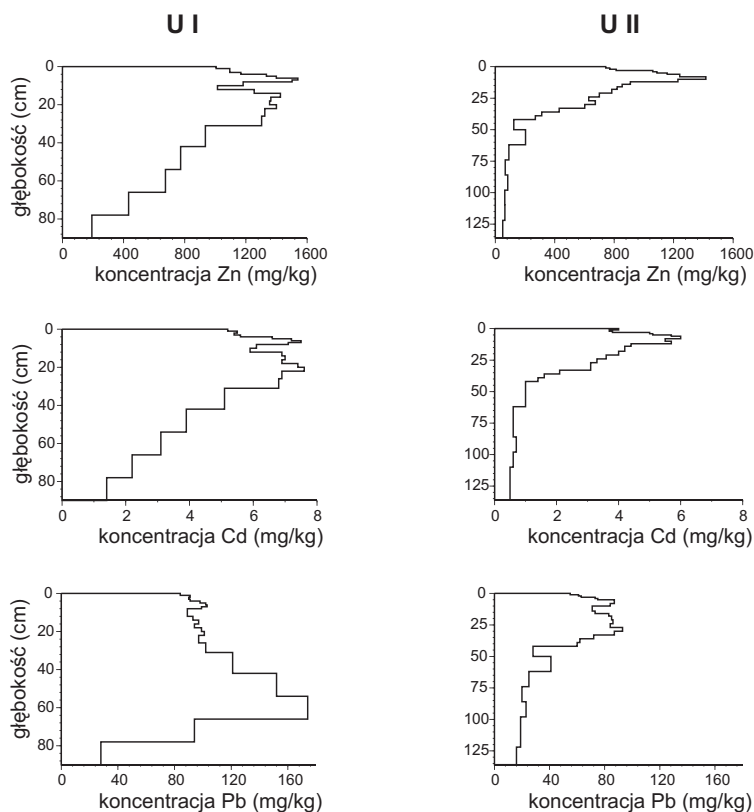


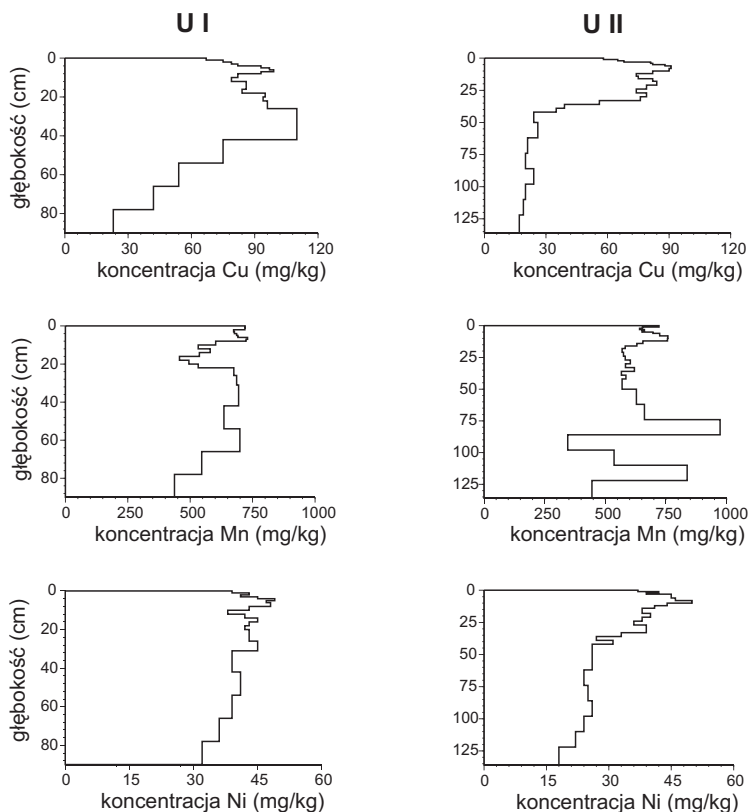
Fig. 45. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów UI i UII pobranych w Urazie.

Fig. 45. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles UI and UII sampled at Uraz. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

koncentracji w Trestnie powyżej Wrocławia. W obu profilach maksymalne wartości są zbliżone, mimo że profile znajdują się w różnych wysokościach nad poziomem wody. Wyjątkiem pod tym względem są maksymalne koncentracje ołowiu, które w profilu (UI) w Urazie są 2 razy wyższe, a także występują 2 razy głębiej niż w wale brzegowym (UII). Poza ołowiem spadek koncentracji innych pierwiastków jest wolniejszy w profilu położonym niżej (UI), niż w wale brzegowym (UII). Nietypowo zmieniają się koncentracje manganu, którego wyraźne piki w profilu UII są zbieżne z większą częstotliwością występowania wytrąceń żelaza.

* * *

Ogólnie, miąższość zanieczyszczonej warstwy aluwii w Urazie jest mniejsza, niż w osadach badanych w Trestnie, nie wspominając o jej miąższości obserwowanej w wyżej położonym odcinku Odry. Jest ona skorelowana z miąższością osadów o zawartości materii organicznej przekraczającej 5%. W badanych profilach dochodzi ona do 40-80 cm i można ją uznać za zbliżoną do maksymalnej, jaka może w tym odcinku wystąpić,



Ryc. 46. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów UI i UII pobranych w Urazie.

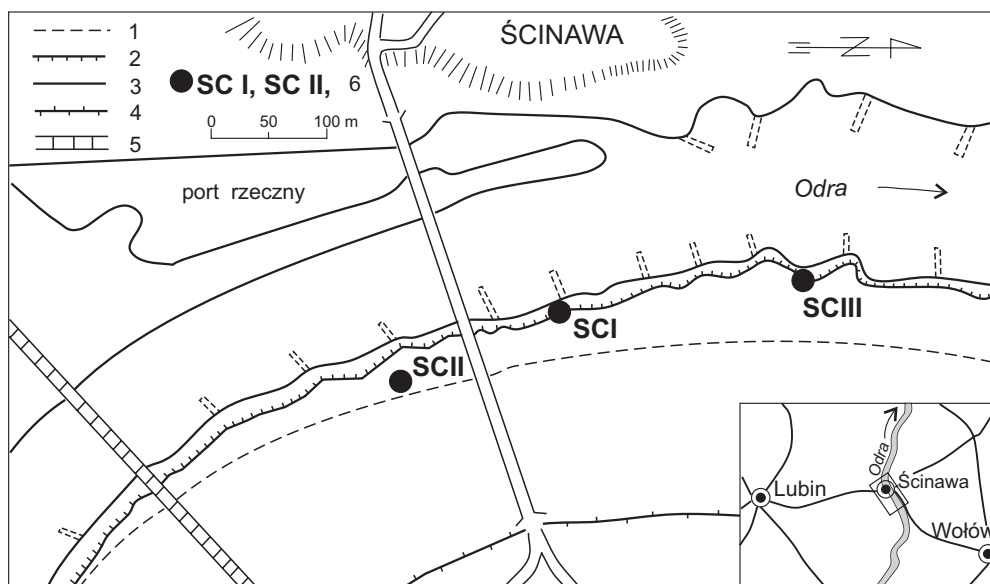
Fig. 46. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles UI and UII sampled at Uraz. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

być może z wyjątkiem podmokłych obszarów przybrzeżnych wokół zbiornika, porośniętych gęstymi trzcinami. Pobranie próbek w tym odcinku było poprzedzone serią kilkudziesięciu płytkich wykopów wykonanych po obu brzegach rzeki. Znaczna ich część była wykonana na dominującej w rejonie Urazu terasie wysokości około 1,5 m powyżej poziomu wody w zbiorniku. Miąższość osadów pylasto-organicznych przykrywających osady piaszczyste nigdzie nie przekraczała kilkunastu centymetrów, a najczęściej wynosiła około 3 cm. Warstwa ta miała również podobną miąższość w odległości przekraczającej kilkadziesiąt metrów od brzegu na prawobrzeżnej równinie zalewowej, w której usytuowano obydwie profile. Na tej podstawie można ocenić miąższość zanieczyszczonych osadów w tym odcinku jako niewielką i lokalnie dochodzącą do kilkudziesięciu centymetrów. Należy jednak w tym miejscu zauważyć, że wskutek podpiętrzenia wody przez stopień w Brzegu Dolnym jest to odcinek nietypowy. Podniesienie poziomu wody spowodowało względne obniżenie wysokości terasy zalewowej w tej części, jak można szacować na podstawie jej położenia między Wrocławiem (Rędzinem) i Urazem, o około 1 m. Równocześnie została zalana dolna część dawnych wypełnionych już basenów mię-

dzyostrogowych, a warunki sedymentacji w badanych miejscach, w II połowie XX w. były odmienne. Można sądzić, że sprzyjały depozycji osadów drobnoziarnistych o dużej zawartości substancji organicznej na piaszczystych osadach akumulowanych wcześniej. Wydaje się, że w profilu UI miąższość osadów deponowanych w tym czasie wynosi 11 cm, natomiast w wale brzegowym powstałym w tym czasie osady warstwowe osiągają miąższość około 15 cm. W tych warstwach w obu profilach widoczny jest podobny spadek koncentracji metali ciężkich ku powierzchni.

4.8. Ścinawa

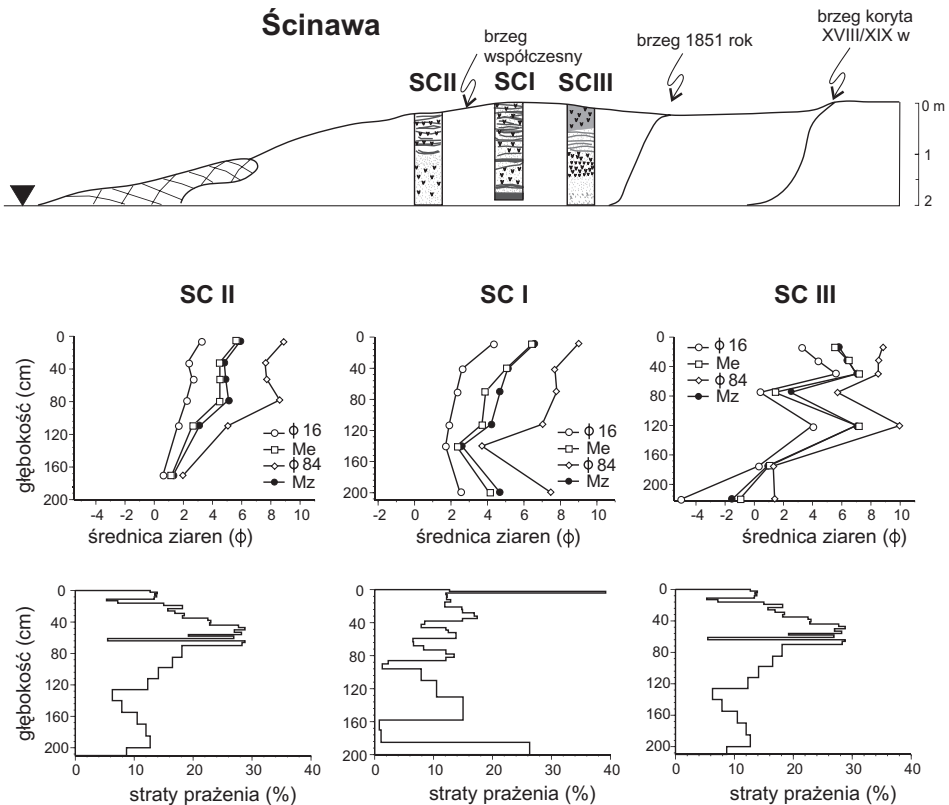
W Ścinawie na prawym brzegu, w wewnętrznej części łagodnego zakola rzeki, w osadach aluwialnych, zostały wykonane trzy profile pionowe. Szerokość równiny zalewowej, która jest użytkowana jako łąka, do wału przeciwpowodziowego wynosi około 200 m. Wzdłuż brzegu rzeki, w odległości 20-100 m od niego, ciągnie się mało wyraźna krawędź rozdzielająca równinę na dwa poziomy. Jej wysokość wynosi około 0,4-0,6 m i wraz ze wzrostem odległości od rzeki staje się ona coraz wyraźniejsza (ryc. 47). Z biegiem rzeki przechodzi ona w krawędź podłużnego i wąskiego obniżenia, które w najgłębszym miejscu ma 1 m głębokości. Niższy poziom równiny zalewowej znajdujący się w sąsiedztwie brzegu jest bardziej urozmaicony. Wzdłuż brzegu ciągnie się



Ryc. 47. Lokalizacja miejsc poboru prób w Ścinawie; 1. brzegi rzeki w 1851 roku (1:2 500, E.König), 2. przybliżony brzeg rzeki w 1932 roku (Meßtischblatt 2632), 3. współczesne brzegi rzeki, 4. wały przeciwpowodziowe, 5. most kolejowy, 6. lokalizacja profili.

Fig. 47. Location of sampling points at Ścinawa; 1. river banks in 1851 (1:2 500, E.König), 2. approximated position of river banks in 1932 (Meßtischblatt 2632), 3. contemporary river banks, 4. embankment, 5. railway bridge, 6. location of profiles.

wzniesienie wału brzegowego palczasto wchodzące w powierzchnię tej części równiny. Jego wysokość jest zmienna i w wielu miejscach przekracza 1 m. Wał brzegowy opada w kierunku współczesnych wypełnień basenów międzyostrogowych. Osady wypełniające baseny tworzą strefę zmiennej szerokości. W najwęższych miejscach ma ona szerokość jedynie kilku metrów jednak szybko zwiększa się w sąsiedztwie ostróg do nawet ponad 20 m. Charakterystyczną cechą tych wypełnień, w porównaniu do obserwowanych wcześniej, jest ich znaczna miąższość, która jest zbliżona do wysokości równiny zalewowej. Wynosi ona nawet ponad 2 m i zmniejsza się często dość gwałtownie w kierunku lustra wody. Osady pokrywają także ostrogi warstwą miąższości nawet 1 m. Powierzchnia wypełnień podnosi się więc wyraźnie przy ostrogach i obniża w kierunku środka wypełnień. Przeważnie jest ona gęsto porośnięta pokrzywami.



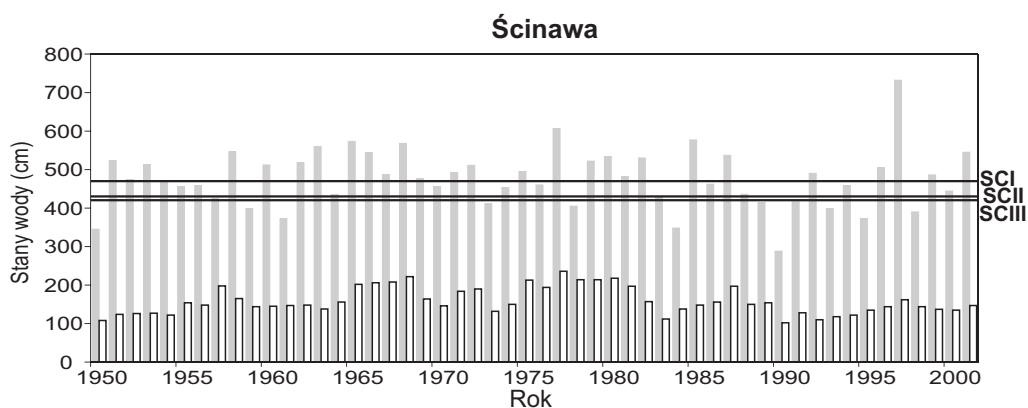
Ryc. 48. Lokalizacja profili osadów SC I i SC II w topografii równiny zalewowej Odry w Ścinawie, średnica ziaren i straty prażenia pobranych próbek osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 48. Location of sediment profiles SC I and SC II in topography of the Odra River flood plain at Ścinawa, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

Profil SCI został usytuowany w najwyższej części wypełnienia basenu międzyostrogowego, w osadach miąższości 1,9 m nad poziom wody. W stropie profilu charakterystyczna jest 1 m miąższości warstwa osadów pylasto-ilastych, w której zawartość frakcji ilastej wynosi nawet 20% (ryc. 48). Osady te jednak mają strukturę luźną, gruzłowatą i są słabo związane korzeniami roślin. Ich cechą jest czarnobrunatny kolor wynikający z wyjątkowo dużej zawartości substancji organicznej wynoszącej 15-30%. Na głębokości 140 cm widoczna jest wkładka osadów piaszczystych, pod którymi zalegają również ciemnobrunatne muły. Różnią się one od warstwy stropowej niższymi wartościami SP oraz większym stopniem kompaktacji.

Podobną głębokość, wynoszącą około 2 m ma profil SCII. Usytuowany on został już na niższym poziomie równiny zalewowej, bezpośrednio przylegającym do brzegu rzeki. Profil jest usytuowany około 1,5 m od krawędzi brzegu. W profilu tym zalegają osady warstwowe, jednak miąższość poszczególnych warstw jest bardzo zróżnicowana. W stropowej części zalega 30 cm warstwa mułów o luźnej strukturze, analogicznych do osadów miąższości ponad 1 m w profilu z wypełnienia basenu międzyostrogowego. Poniżej znajdują się warstwy pylaste czarne, przewarstwione stosunkowo cienkimi, przeważnie kilkucentymetrowymi wkładkami piaszczystymi. Poniżej głębokości około 80 cm warstwy mają większą miąższość ze wzrastającym udziałem frakcji piaszczystej. Dość gwałtownie przechodzą one na głębokości około 1,5 m w osady piasków średnio- i gruboziarnistych z wkładkami ilów z nierozłożonymi fragmentami roślin w dolnej części. Różnice te odzwierciedla zmniejszenie się średnicy ziaren wraz z głębokością oraz duże wahania wartości SP, przeciętnie w granicach 10-15%. Wyjątkowo, w warstwie powierzchniowej obserwuje się jej maksymalną wartość wynoszącą 40%.

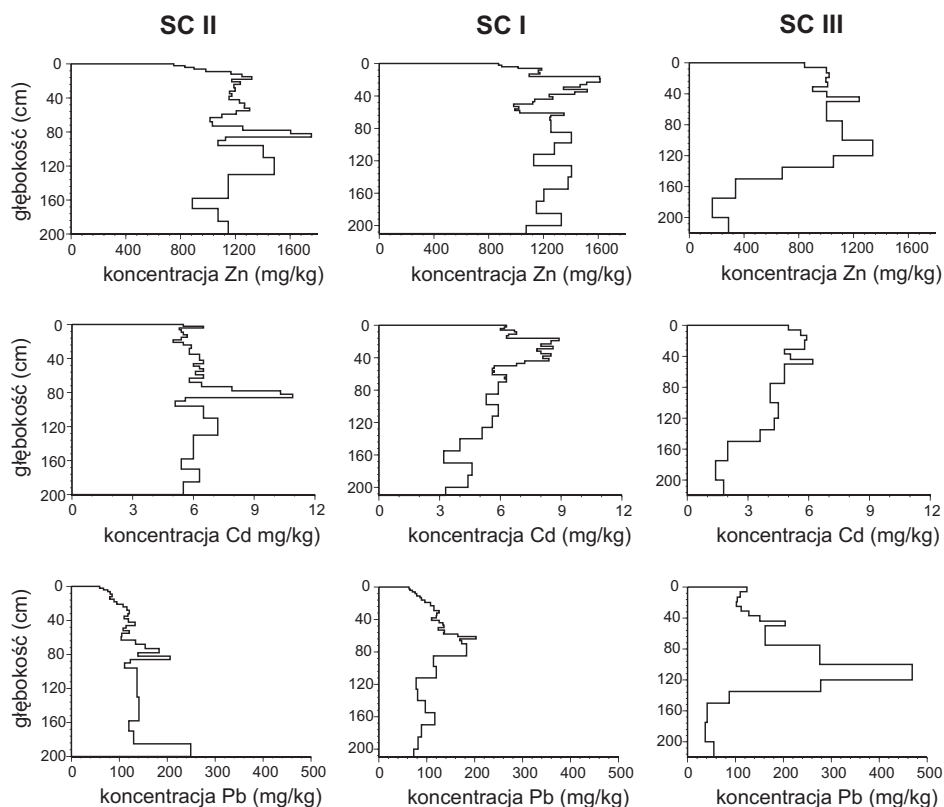
Profil SCIII jest oddalony od krawędzi brzegu około 25 m. Usytuowany jest on 8-10 m nazewnątrz od wyraźnie wznoszącej się powierzchni wału brzegowego. Również podobna



Ryc. 49. Wysokość powierzchni pobranych profili w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Ścinawie.

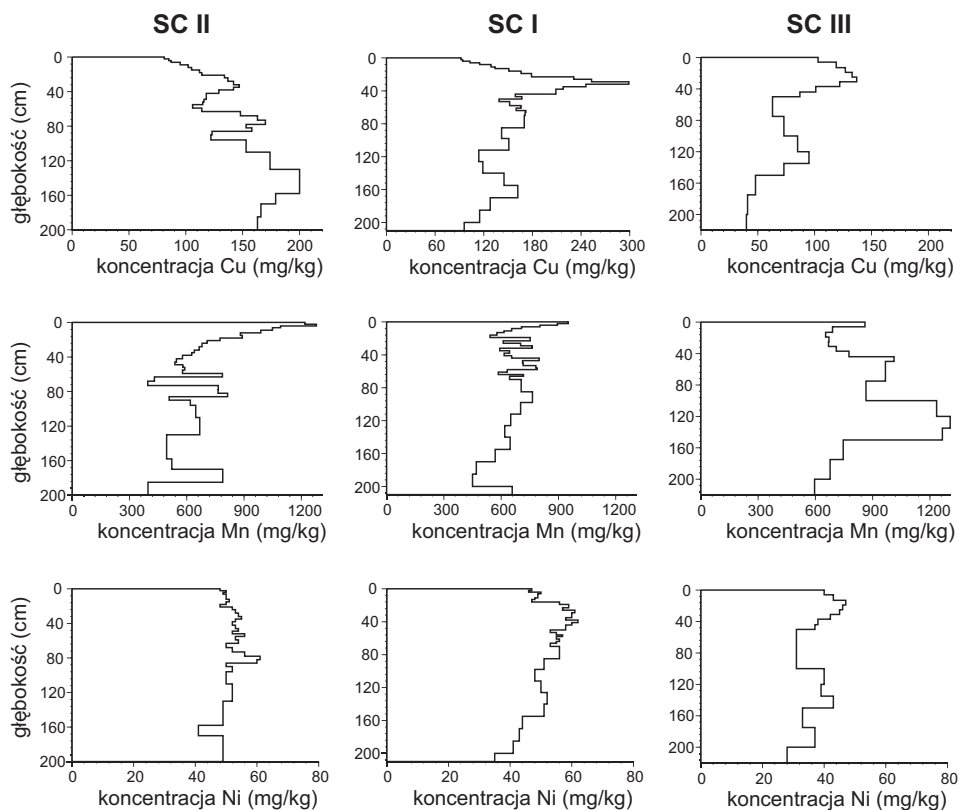
Fig. 49. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Ścinawa. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

jest odległość od krawędzi wysokości około 0,5 m rozdzielającej poziom, w którym znajduje się profil do wyższego poziomu rzynny zalewowej (ryc. 47). Osady widoczne w profilu można podzielić na trzy główne części. W części stropowej miąższości około 50 cm, widoczne są mało zróżnicowane czarnobrunatne osady pylasto-piaszczyste. Średnica ziaren tych osadów nieznacznie wzrasta ku powierzchni. Charakterystyczne dla nich są także wysokie, przekraczające 15% wartości SP. Poniżej zalegają wyraźnie warstwowane osady na przemian organiczne i piaszczyste, podobne do spotykanych także w wielu innych profilach. Miąższość tych osadów wynosi około 70 cm. Pod nimi znajdują się osady piaszczyste, oddzielone od osadów warstwowanych warstwą pylasto-ilastą miąższości kilkunastu centymetrów. Poniżej głębokości 1,2 m wzrasta średnica ziaren i na głębokości około 1,6 m zalegają piaski gruboziarniste z cienkimi wkładkami pylasto-ilastymi. Kilkanaście centymetrów niżej występują żwiry, tworzące jednolitą warstwę na głębokości ponad 2 m. Powierzchnia profili znajduje się w podobnej wysokości i jest z podobną częstotliwością zalewana podczas powodzi (ryc. 49).



Ryc. 50. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów SCI, SCII i SCIII pobranych w Ścinawie.

Fig. 50. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles SCI, SCII and SCIII sampled at Ścinawa. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.



Ryc. 51. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów SCI, SCII i SCIII pobranych w Ścinawie.

Fig. 51. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles SCI, SCII and SCIII sampled at Ścinawa. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

W porównaniu do osadów badanych w górę rzeki, osady w Ścinawie mają 3-4 razy wyższą zawartość miedzi oraz nieco większą zawartość niklu. Maksymalne koncentracje miedzi wynoszą 200-300 mg/kg w profilach SCI i SCII położonych bliżej brzegu i są o ponad połowę niższe, niż w najdalej położonym profilu SCIII (ryc. 50, 51). W profilu SCI, położonym we współczesnym wypełnieniu basenu międzyostrogowego, najwyższe koncentracje miedzi widoczne są na głębokości około 1,5 m i stopniowo, choć nierównomiernie, obniżają się ku powierzchni. Spadek wartości jest dwukrotny. W przeciwieństwie do miedzi koncentracje pozostałych pierwiastków w tym profilu nie wykazują istotnych zmian między stropem i spągiem. Jednak pomiędzy sąsiadującymi warstwami różnice ich zawartości są znaczne. Wyjątek stanowi mangan, którego koncentracje wzrastają stopniowo ku powierzchni w warstwie 40-0 cm. Z kolei, w profilu SCII z krawędzi terasy, maksymalne koncentracje miedzi, kadmu, a także niklu i cynku występują na głębokości 40 cm. Ich koncentracje wyraźnie obniżają się w kierunku powierzchni. Znaczący, bo niemal trzykrotny, jest spadek koncentracji miedzi i kadmu także włąb profilu. Natomiast zmniejszenie koncentracji cynku i niklu jest mniejsze.

Stosunkowo mało zróżnicowane są koncentracje ołowiu i manganu, jakkolwiek pokazują odwrotne tendencje zmian w kierunku powierzchni: rosnącą (mangan) i malejącą (ołów).

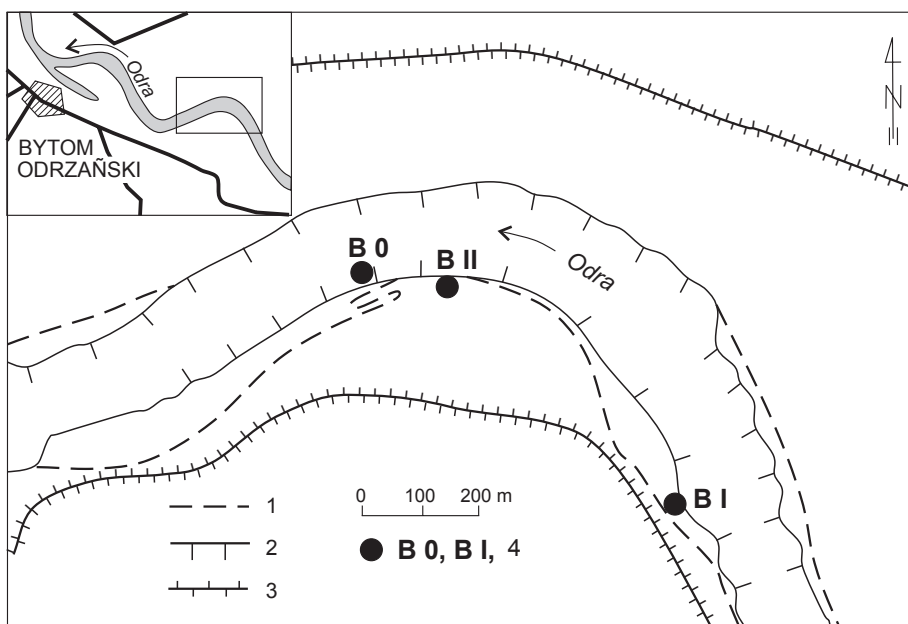
W warstwie 0-0,5 m o wysokiej zawartości substancji organicznej, występują najwyższe koncentracje miedzi, niklu i kadmu w profilu SCIII. Są one nawet 2-3-krotnie wyższe, niż w spągu tego profilu. Drugi pik koncentracji miedzi, a także kadmu i niklu, widoczny jest również na głębokości około 120 cm. Na tej głębokości występują też maksymalne koncentracje cynku i manganu. Najwyraźniejsze jest jednak maksimum ołowiu, wynoszące niemal 500 mg/kg, niemal 2-krotnie większe niż w profilach położonych bliżej koryta rzeki. W warstwie tej występuje duża ilość materiału pylasto-ilastego zmieszanego z osadem piaszczystym. W osadach piaszczystych i piaszczysto-żwirowych znajdujących się poniżej, koncentracje wszystkich pierwiastków z wyjątkiem niklu są dużo niższe.

* * *

W profilach w Ścinawie miąższość osadów zanieczyszczonych jest duża, porównywalna z miąższością tych osadów w Oławie lub w górnym biegu Odry. Najbardziej zanieczyszczone osady są zgromadzone we współcześnie formowanych wypełnieniach basenów międzyostrogowych. Ich duża miąższość oraz znaczny stopień wypełnienia tych basenów wskazują na szybkie tempo akumulacji tych osadów, w porównaniu z odcinkami położonymi w górę rzeki. We współczesnym wypełnieniu dużą część stanowią szybko przyrastające, słabo skonsolidowane muły. Osady charakteryzujące się przewagą frakcji pylastej dominują w całym wypełnieniu, a także, jak wskazują wykonane pilotowe odkrywki, występują w co najmniej kilkukilometrowym odcinku położonym poniżej Ścinawy. Osady te stanowią też znaczną część starszych wypełnień basenów międzyostrogowych będących dziś już częścią równiny zalewowej. Zalegają one na nieco mniej zanieczyszczonych osadach piaszczystych, które są łachami akumulowanymi w basenie międzyostrogowym w początkowej fazie po rozbudowie ostróg. Wysokie zanieczyszczenie cynkiem wszystkich osadów w tym wypełnieniu wskazuje na ich akumulację w całości w epoce industrialnej, najprawdopodobniej w XX w. Najstarsze osady wypełnienia powstałego po 1851 r. widoczne są w najbardziej oddalonym od brzegu profilu SCIII. Żwirry korytowe przykryte piaskami łachy są zanieczyszczone mało lub wcale. Ich położenie wskazuje na akumulację w II połowie XIX w., prawdopodobnie w początkowej części tego okresu. W tej części wypełnienia osady są mniej zanieczyszczone i mają mniejszą miąższość, jakkolwiek ponad 1 m. Ogólnie, szerokość strefy wypełnień basenów międzyostrogowych powstałych w połowie XIX w. w Ścinawie jest znaczna i dochodzi do kilkudziesięciu metrów. W strefie tej wyraźnie wyróżniają się zanieczyszczone osady drobnoziarniste o miąższości ponad 1 m, zalegające na niezanieczyszczonych osadach piaszczystych. Znaczne koncentracje miedzi w tych osadach wskazują, że głównym źródłem ich zanieczyszczenia są ścieki pochodzące z obszaru LGOM i są związane z przeróbką rud miedzi.

4.9. Bytom Odrzański i Nowa Sól

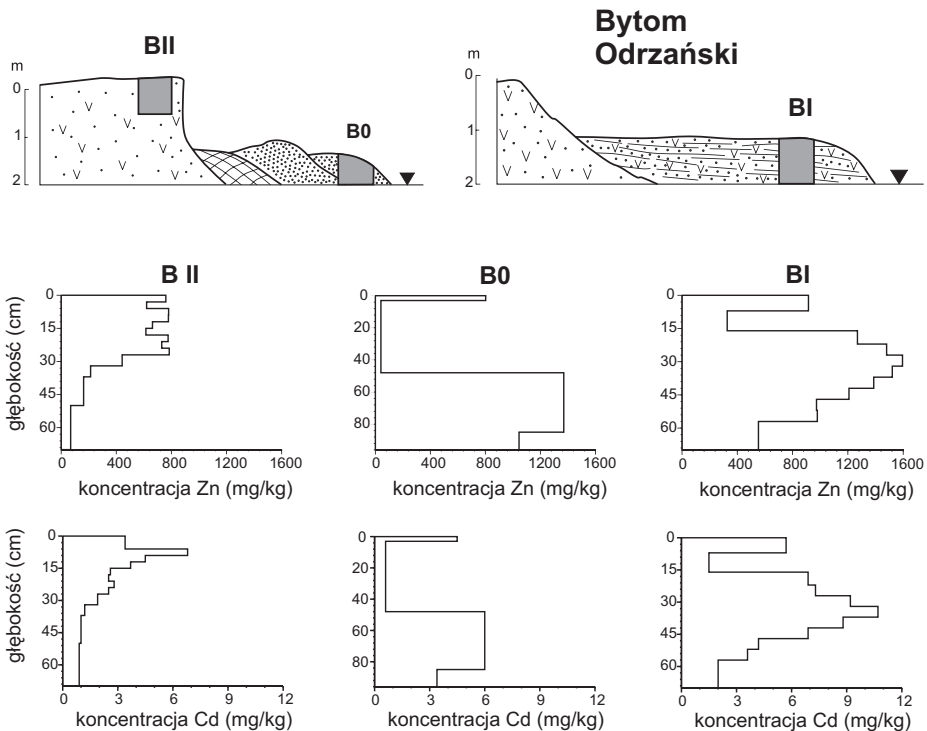
Ponieważ wydobywanie i przeróbka miedzi na obszarze LGOM jest prowadzona dopiero od około 35 lat, przyjęto założenie, że w położonym już poza obrębem tego zagłębia odcinku Odry miąższość zanieczyszczonych wspomnianym pierwiastkiem osadów aluwialnych nie będzie duża. Dlatego też osady w Bytomiu Odrzańskim oraz w Nowej Soli znajdującej się 15 km w dół rzeki były pobierane tylko z górnej części terasy zalewowej. Do poziomu zwierciadła wody natomiast, były pobierane profile pionowe osadów ze współcześnie wypełnianych basenów międzyostrogowych. W Bytomiu Odrzańskim znajdującym się około 20 km poniżej Głogowa wykonano trzy profile. Profil B0 jest położony w basenie międzyostrogowym przy wewnętrznym brzegu zakola rzeki, około 10 m od niego (ryc. 52). W sąsiedztwie kilka kolejnych basenów zostało w dużym stopniu wypełnionych osadami piaszczystymi powstałymi w czasie powodzi w 1997 r. Obserwacje prowadzone w następnych latach stwierdziły usunięcie części tych osadów i generalne zmniejszenie stopnia wypełnienia tych basenów. W profilu B0 głębokości 90 cm odsłonięto niemal 0,5 m miąższości warstwę osadów piaszczystych z powodzi w 1997 r., prawdopodobnie redeponowanych w czasie powodzi w 1999 r. Leżą one na bardzo zwijęzłych osadach pylasto-ilastych, które oparły się erozji w czasie tej powodzi. Osady piaszczyste pokrywa 3-centymetrowa warstwa osadów pylastych deponowanych w czasie powodzi w 1999 r. W profilu BI odsłaniają się osady stanowiące wypełnienie basenu



Ryc. 52. Lokalizacja miejsc poboru prób w Bytomiu Odrzańskim; 1. brzegi rzeki w 1867 roku (1:10 000, Kaumann), 2. bieg rzeki i ostrogi współczesne, 3. wały przeciwpowodziowe, 4. lokalizacja profili.

Fig. 52. Location of sampling points at Bytom Odrzański; 1. river banks in 1867 (1:10 000, Kaumann), 2. contemporary river banks and groynes, 3. embankment, 4. location of profiles.

międzyostrogowego powstałego w latach 1857-1868 i ponownie uformowanego w czasie regulacji w latach 1928-1933. Współcześnie stanowi ono fragment równiny zalewowej ograniczonej wałem przeciwpowodziowym w odległości około 100 m. Wysokość tego wypełnienia w sąsiedztwie zwierciadła wody jest niższa o około 1 m od pozostałej części równiny. Powierzchnia wypełnienia opada łagodnie w kierunku koryta na szerokości 20 m od 2 do 1,5 m. Nietypowa rzeźba i mniejsza wysokość jest skutkiem zniwelowania brzegu rzeki na długości około 100 m, który wcześniej w tym miejscu był podcinany (Ciszewski 2003). W profilu BI wykonanym 5 m od brzegu widoczne są ciemnobrunatne osady warstwowe. Osady te odróżniają się bardzo wyraźnie na głębokości 57 cm od niżej zalegających jasnobrązowych niewarstwowanych utworów pylasto-piaszczystych. W miejscu, w którym został pobrany profil BII równina zalewowa ma wysokość około 2,5 m i opada krawędzią w kierunku basenów międzyostrogowych wypełnionych osadami. Powierzchnia równiny zalewowej jest nierówna. Od brzegu obniża się ona łagodnie na odcinku kilkudziesięciu metrów. Następnie widoczne jest łukowate wzniesienie dawnej łąchy meandrowej, któremu po wewnętrznej stronie towarzyszy obniżenie łagodnie koń-

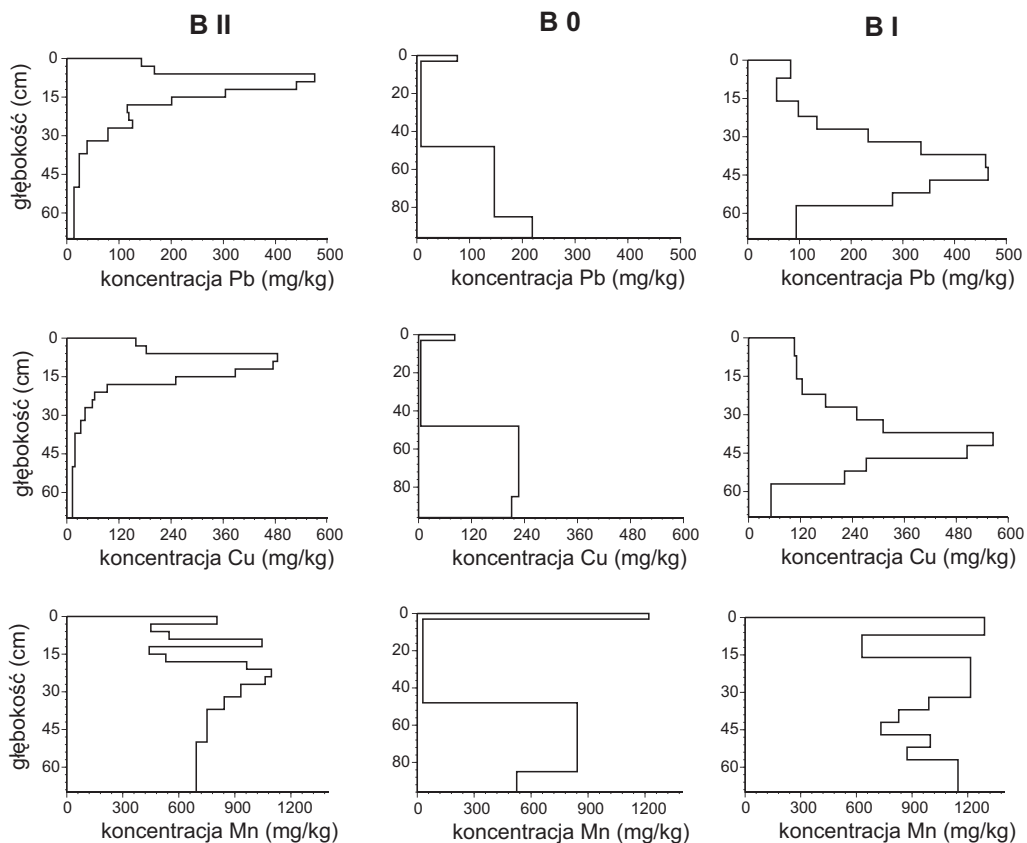


Ryc. 53. Lokalizacja profili osadów B0, BI i BII w topografii równiny zalewowej Odry w Bytomiu Odrzańskim i zmiany koncentracji cynku i kadmu w tych profilach. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 53. Location of sediment profiles B0, BI and BII in topography of the Odra River flood plain at Bytom Odrzański, and changes of the zinc and cadmium concentrations in these profiles. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

czące się przy wale przeciwpowodziowym. Obserwowana sekwencja rzeźby sugeruje, że wzniesienie jest dawnym odsypem meandrowym utworzonym w czasie migracji zakola meandra. Niewielkie wzniesienie wału brzegowego, około 0,5 m w miejscu lokalizacji profilu, wskazuje na stosunkowo wolne tempo przyrostu osadów. Profil w tym miejscu budują bardzo drobnopiaszczyste niewarstwowane osady koloru brązowego, z kilkucentymetrową powierzchniową warstwą wzbogaconą w materię organiczną (ryc. 53).

Zróznicowanie koncentracji wszystkich badanych pierwiastków we współczesnym wypełnieniu basenu międzyostrogowego jest bardzo ściśle związane z obserwowanymi różnicami struktury osadów (ryc 53, 54). Zdecydowanie mniej zanieczyszczone są piaski z powodzi w 1997 r. Charakterystyczne są także niższe koncentracje wszystkich pierwiastków, z wyjątkiem manganu, w warstwie powierzchniowej, niż w starszych warstwach znajdujących się w spągu profilu. Koncentracja miedzi jest nieco niższa, niż w Ścinawie, a innych pierwiastków – podobna. Natomiast znacznie bardziej zanieczyszczone są warstwowane osady wypełnienia starszego basenu międzyostrogowego (BI).



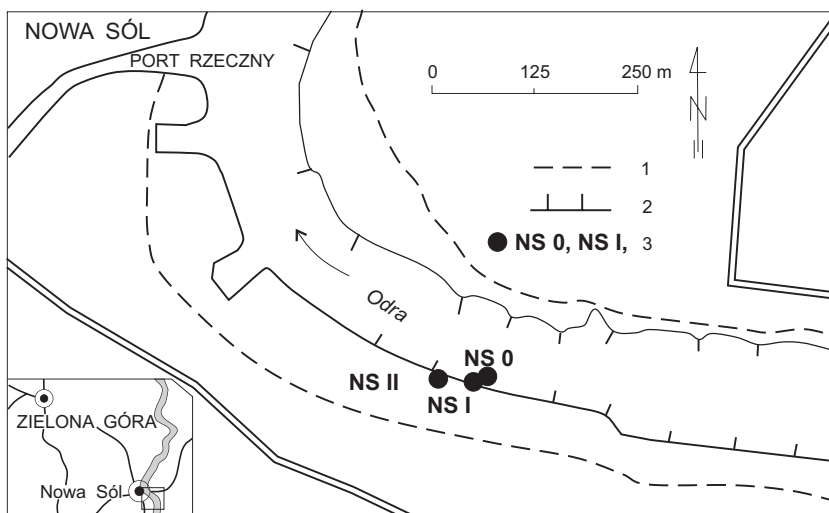
Ryc. 54. Koncentracje ołowiu, miedzi i manganu w profilach osadów B0, BI i BII pobranych w Bytomiu Odrzańskim.

Fig. 54. Lead, copper and manganese concentrations in sediment profiles B0, BI and BII sampled at Bytom Odrzański. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

Charakterystyczne jest wybitne maksimum koncentracji miedzi i ołowiu występujące na głębokości 35 cm oraz nieco płycej występujące maksimum koncentracji kadmu i cynku. Koncentracje miedzi, ołowiu i kadmu należą do najwyższych z zaobserwowanych w badanych osadach Odry. Na głębokości 4-15 cm występuje warstwa piaszczysta akumulowana w czasie powodzi w 1997 r. Koncentracje wszystkich metali, z wyjątkiem miedzi, są w niej co najmniej 2-krotnie niższe niż w warstwach sąsiadujących (Ciszewski 2003). Zawartość metali gwałtownie zmniejsza się poniżej osadów warstwowanych. W jasnych osadach piaszczysto-pylastych na głębokości ponad 57 cm, ich koncentracje są 3-10 razy niższe od maksymalnych. Wybitne maksimum koncentracji miedzi, ołowiu i kadmu jest widoczne także w profilu BII z krawędzi wyższej części terasy zalewowej. Występuje ono znacznie płycej, niż w niżej położonym profilu BI, na głębokości 6-9 cm. Mimo różnic w wysokości położenia, maksymalne koncentracje miedzi i ołowiu są w obu profilach porównywalnej wielkości. Niższa jest natomiast maksymalna zawartość kadmu i cynku. Wysokie zawartości metali, przekraczające co najmniej kilkakrotnie wartości tła geochemicznego, są ograniczone do cienkiej warstwy miąższości około 20 cm. Wyjątkiem jest cynk występujący w wysokiej koncentracji na głębokości 30 cm oraz mangan, którego koncentracje w całym profilu wahają się w granicach 500-1000 mg/kg.

* * *

Niezanieczyszczone osady piaszczyste mają znaczny udział w wypełnieniach współczesnych basenów międzyostrogowych w tym odcinku. W największej ilości występują one przy wypukłych brzegach zakoli rzeki. Ich miąższość zmienia się znacznie w przestrzeni jak i w czasie. Osady frakcji pylastej i ilastej o małej miąższości, także akumulowane we współczesnych basenach, są bardziej zanieczyszczone, w podobnym stopniu jak osady akumulowane współcześnie na brzegach rzeki. Wzdłuż brzegu występuje nieciągła strefa powstałych w XIX w. basenów międzyostrogowych, w której akumulowane były osady epoki industrialnej. Jej szerokość wynosi nawet 100 m. Jak wskazuje jednak analiza koncentracji metali w profilu BI, najsilniej zanieczyszczone osady zaczęły być akumulowane po rozpoczęciu wydobywania i przeróbki rud miedzi na obszarze LGOM. Widoczne są one powyżej wyraźnej granicy między osadami warstwowanymi i jasnymi, piaszczystymi. De facto więc, osady zanieczyszczone w basenach międzyostrogowych stanowią warstwę, której miąższość, przy założeniu, że w profilu BI panowały wyjątkowo sprzyjające warunki sedymentacji osadów w II połowie XX w., nie przekracza 60-70 cm. Również szerokość strefy, w której mogą występować osady podobnej miąższości jest zawężona o około 20-30 m, wskutek regulacji z lat 30. XX w. o około 20-30 m. Wysokie koncentracje metali związane z eksploatacją i przeróbką rud miedzi w II połowie XX w. występują w warstwie jeszcze mniejszej miąższości, nieprzekraczającej 30 cm przy brzegu terasy zalewowej wysokości 2,5-3 m. Terasa tej wysokości dominuje w międzywałiu Odry w tym odcinku. Są to więc, jak się wydaje, wartości maksymalne występujące w strefie przybrzeżnej. W strefie tej brak jest także wyraźnych form wałów brzegowych, które mogłyby wskazywać na szybkie tempo

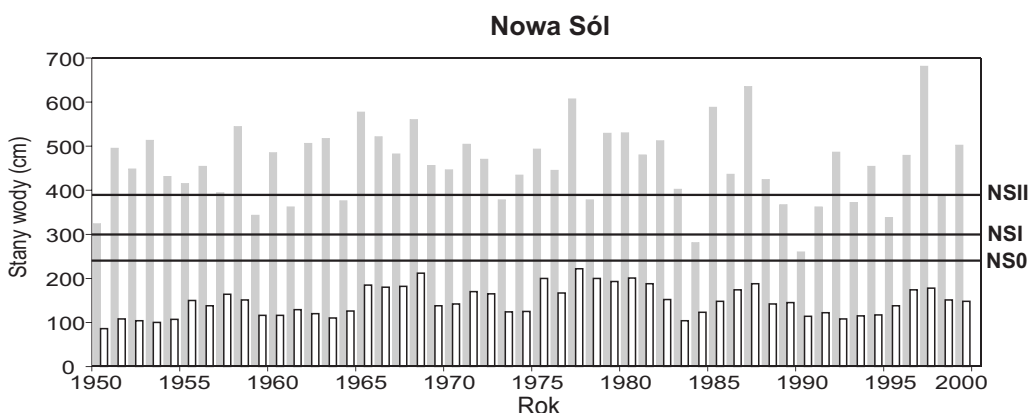


Ryc. 55. Lokalizacja miejsc poboru prób w Nowej Soli; 1. przybliżona szerokość rzeki przed regulacją (XVIII wiek), 2. bieg rzeki i ostrogi współczesne, 3. lokalizacja profili.

Fig. 55. Location of sampling points at Nowa Sól; 1. approximated position of river banks before channelization (18th century), 2. contemporary river banks and groynes, 3. location of profiles.

przyrostu osadów jak na przykład w Oławie. Wraz ze wzrostem odległości od brzegu miąższość tej warstwy osadów szybko zmniejsza się do kilkunastu centymetrów w odległości 100-200 m i kilku centymetrów w odległości 500 m (Ciszewski 2003).

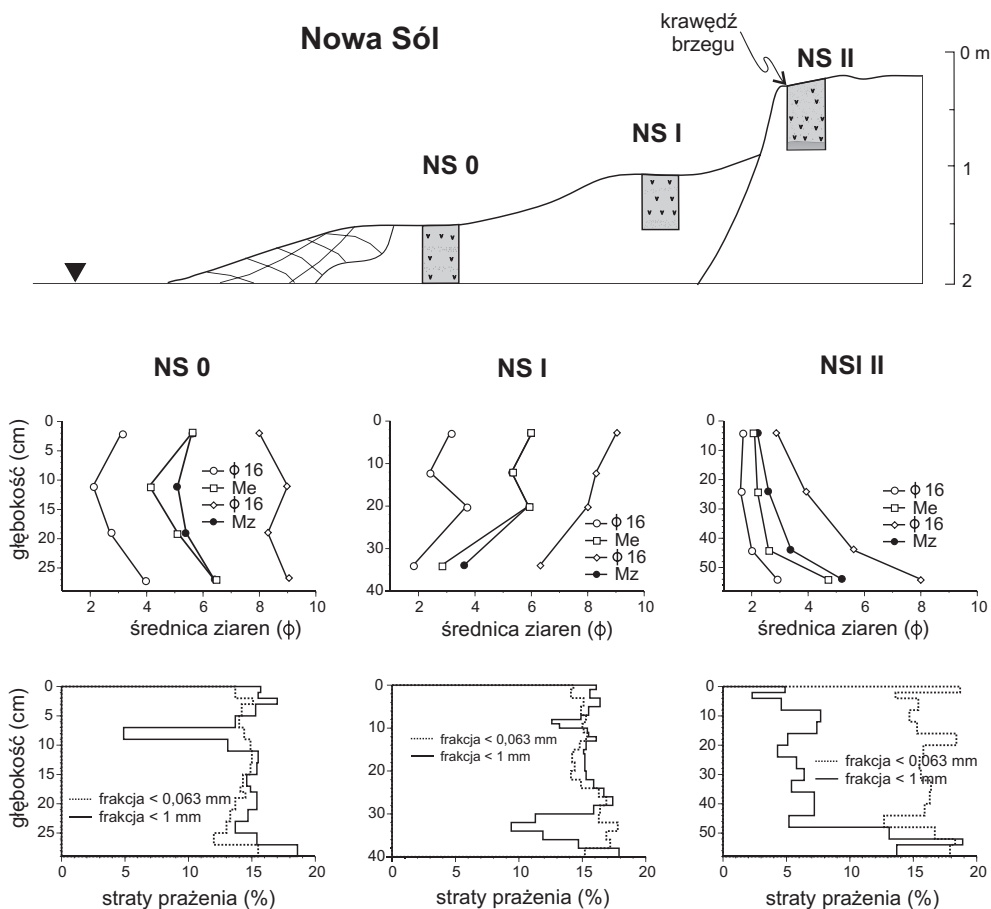
Profile pionowe aluwiów pobrane w Nowej Soli stanowią uzupełnienie badań zmienności zanieczyszczenia osadów zaobserwowanej w Bytomiu Odrzańskim (ryc. 55). Ponadto bliskość wodowskazu umożliwia ocenę częstości zalewania badanych po-



Ryc. 56. Wysokość powierzchni pobranych profili w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Nowej Soli.

Fig. 56. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Nowa Sól. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

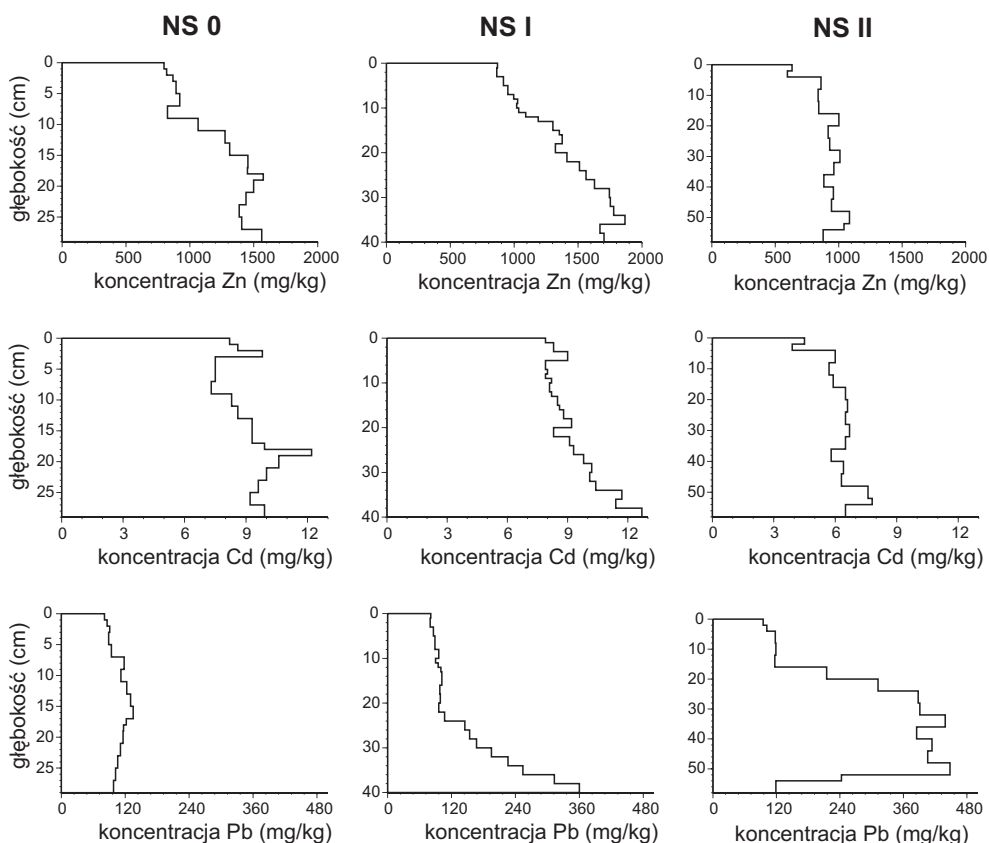
ziomów aluwialnych (ryc. 56). Profile NS0 i NSI zostały usytuowane w niewielkich basenach międzyostrogowych zbudowanych w prostym odcinku rzeki. W porównaniu do basenu międzyostrogowego przy brzegu wypukłym w Bytomiu Odrzańskim stopień ich wypełnienia jest znacznie mniejszy. Osady wypełniające mają formę ustabilizowanych roślinnością łąch, ciągnących się wzdłuż brzegu na odcinku kilkunastu metrów, rozpoczynających się w cieniu hydraulicznym tych ostróg. Przyczyną takiego „nietypowego wypełnienia” jest mała długość ostróg (kilka metrów) i stosunkowo duża odległość między nimi (50 m). Łąchy te mają wysokość do około 1,2 m i szerokość nieprzekraczającą 4 m. Profil NS0 jest usytuowany niżej, w brzeżnej czę-



Ryc. 57. Lokalizacja profili osadów NS0, NSI i NSII w topografii równiny zalewowej Odry w Nowej Soli, średnica ziaren i straty prażenia w pobranych próbkach osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

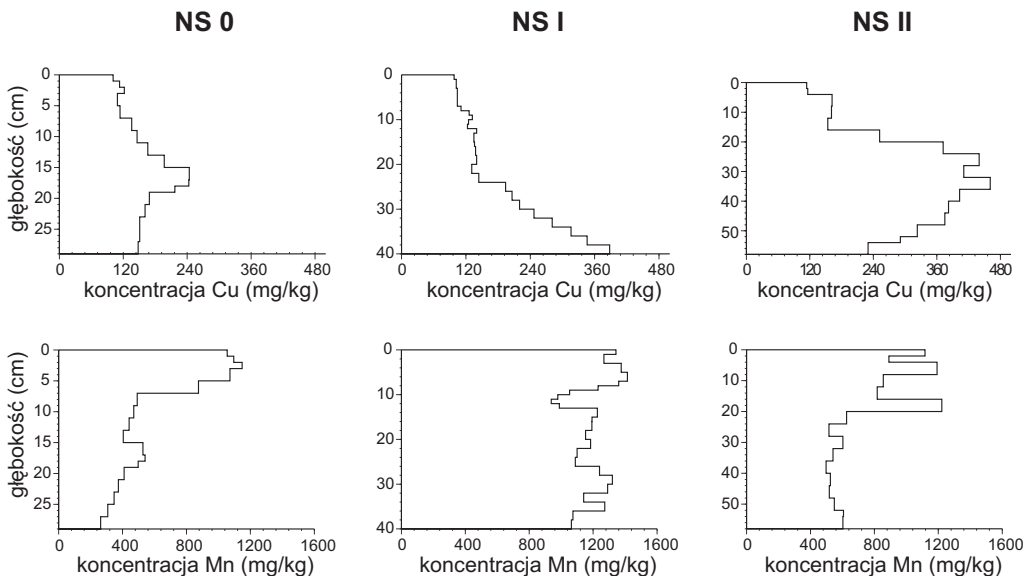
Fig. 57. Location of sediment profiles NS0, NSI and NSII in topography of the Odra River flood plain at Nowa Sól, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

ści takiego wypełnienia, około 30 cm nad przeciętnym poziomem wody i zbudowany jest głównie z osadów pylastych ze znaczną domieszką ilów. Profil NSI jest usytuowany około 0,5 m wyżej. Zostały w nim pobrane podobne osady pylaste o miąższości około 30 cm, spoczywające na piaszczystych, sięgających poziomu wody osadach łąchy. Z tych osadów piaszczystych pobrano także powierzchniową warstwę o miąższości około 10 cm, o wyraźnie wyższej zawartości frakcji $<0,063$ mm. W obu profilach wartości SP są dość wyrównane i oscylują około 15% (ryc. 57). Dla porównania pobrano także osady z terasy zalewowej, której krawędź ma wysokość niecałe 2 m. Terasa zalewowa ma szerokość wynoszącą około 150 m i ograniczona jest krawędzią wyższej terasy, po której biegnie szosa. W połowie jej szerokości widoczna jest niższa krawędź odzwierciedlająca brzegi XIX-wiecznego koryta rzeki. Odslonięta została tu powierzchniowa część równiny zalewowej o miąższości 60 cm. W górnej części tego profilu (NSII) widocznych jest 9 par warstw osadów jasnych i ciemnych. Są to utwory frakcji drobnopiaszczystej. Spoczywają one na jasnych, mało zróżnicowanych utworach piaszczysto-pylastych i pylastych, widocznych w spagu profilu.



Ryc. 58. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów NS0, NSI i NSII pobranych w Nowej Sól.

Fig. 58. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles NS0, NSI and NSII sampled at Nowa Sól.



Ryc. 59. Koncentracje miedzi i manganu w profilach osadów NS0, NSI i NSII pobranych w Nowej Soli.

Fig. 59. Copper and manganese concentrations in sediment profiles NS0, NSI and NSII sampled at Nowa Sól. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

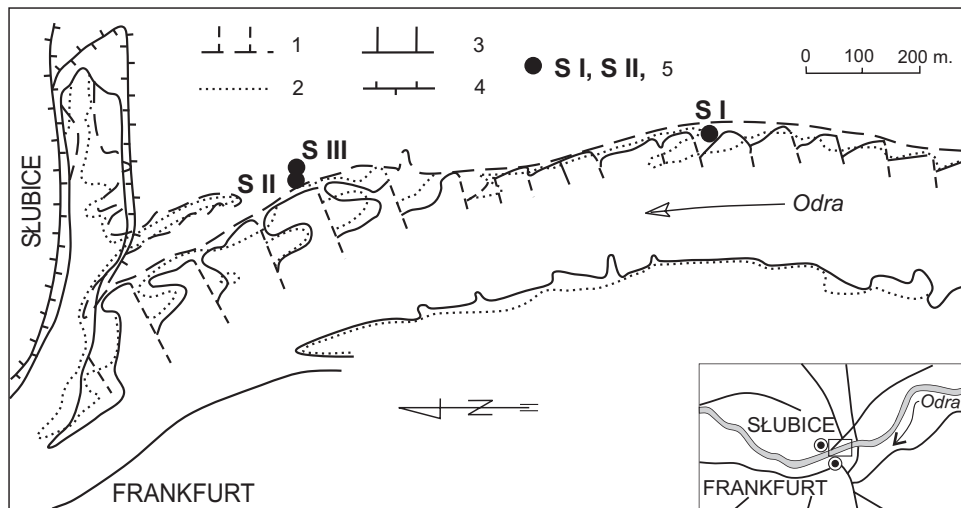
Koncentracje kadmu w osadach przybrzeżnych w Nowej Soli są znacznie wyższe, niż w analogicznych osadach korytowych w Bytomiu Odrzańskim. Są one porównywalne z maksymalnymi wartościami w osadach wypełnień w Bytomiu Odrzańskim oraz Ścinawie i należą do najwyższych wśród badanych nad Odrą (ryc. 58, 59). Wysokie są także maksymalne koncentracje ołowiu i miedzi w osadach w wyżej położonej części łachy przybrzeżnej (NSI). Zanieczyszczenie innymi pierwiastkami, z wyjątkiem kadmu, w niższej części łachy (NS0) jest zbliżone do przeciętnego w profilach w górę rzeki. W najniższym miejscu łachy przybrzeżnej (NS0) maksymalne koncentracje miedzi, kadmu, ołowiu i cynku występują na głębokości 17 cm tworząc bardziej lub mniej wybitny pik. Różnią się tym od profilu NSI, w którym maksymalne koncentracje tych metali występują w najniższej części profilu i bardzo szybko maleją w warstwie 15 cm. W obu profilach najwyższa zawartość manganu występuje w powierzchniowej 5-centymetrowej warstwie. Znacznie niższe koncentracje kadmu zaobserwowano w osadach terasy zalewowej. Niższe i bardziej wyrównane w całym profilu NSII są także koncentracje cynku. W przeciwieństwie do nich ołów i miedź występują w dużo większej ilości, porównywalnej z najbardziej zanieczyszczonymi osadami w Bytomiu Odrzańskim i Ścinawie. Zmiany koncentracji tych pierwiastków, z wyraźnymi, synchronicznymi występującymi pikami, także są zbliżone do obserwowanych na terasie zalewowej i w wypełnieniu międzyostrogowym w Bytomiu Odrzańskim. Jednak zmiana miąższości zanieczyszczonych osadów w NSII bliższa jest raczej osadom gromadzącym się w wypełnieniu basenu międzyostrogowego niższej wysokości, niż na wyższej terasie zalewowej w Bytomiu.

* * *

Miąszość zanieczyszczonych osadów korytowych w Bytomiu Odrzańskim i Nowej Soli jest bardzo zróżnicowana przestrzennie. Niewątpliwie jest to związane z różnym wiekiem tych osadów i ich niewielkim tempem przyrostu. Znaczna i częsta erozja może powodować duże luki sedymentacyjne i w efekcie, silnie zanieczyszczone osady mogą występować lokalnie i bardzo szybko zmieniać się wraz z głębokością. Taki przypadek ma miejsce w Bytomiu Odrzańskim. W Nowej Soli epizody erozji osadów nie spowodowały skokowych zmian zanieczyszczenia, być może dzięki utrwaleniu łachy brzegowej przez roślinność. Większy natomiast wpływ na obserwowane małe zmiany zanieczyszczenia w Nowej Soli mogą mieć raczej warunki niesprzyjające depozycji: szybki przepływ wody w prostym odcinku oraz stosunkowo krótkie i niskie ostrogi. Dlatego też depozycja tych osadów mogła być zainicjowana już dawno. Być może pik ołowiu i miedzi widoczny w powyższych osadach jest związany z maksimum zanieczyszczenia Odry po rozpoczęciu działalności LGOM. Ogólnie, mimo zwiększenia się odległości od głównego źródła zanieczyszczenia, jakim w II połowie XX w. niewątpliwie było wydobywanie i przeróbka rud miedzi na obszarze LGOM, to ani miąszość zanieczyszczonej warstwy na terasie zalewowej w Nowej Soli, ani stopień jej zanieczyszczenia nie są mniejsze niż w Bytomiu Odrzańskim. Można więc podejrzewać, że osady podobnej miąszości i o podobnym stopniu zanieczyszczenia mogą występować na odcinku Odry długości nawet kilkudziesięciu kilometrów poniżej huty miedzi w Głogowie.

4.10. Słubice

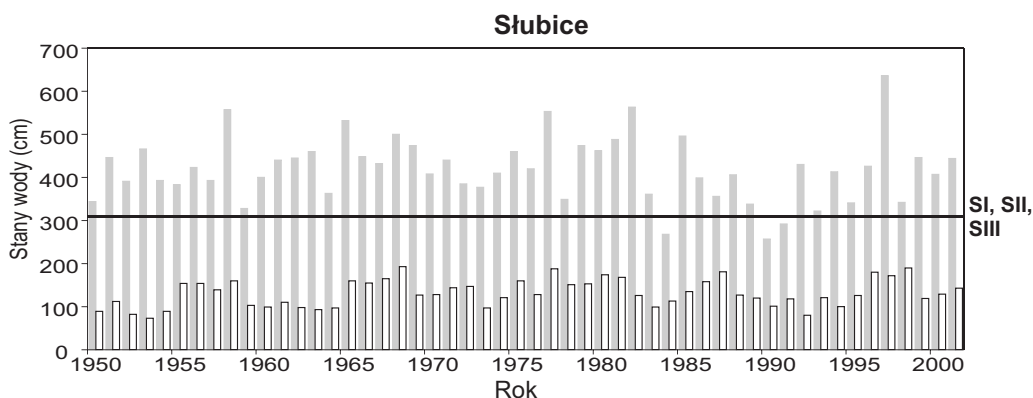
W Słubicach zostały pobrane 3 profile pionowe aluwiów. Ich mała głębokość, około 30-40 cm, wynikała z założenia o stosunkowo małym tempie depozycji w tym odcinku w XX w. oraz z badań osadów w profilach w rejonie LGOM wskazujących, że hutnictwo miedzi jest zasadniczym ogniskiem zanieczyszczenia rzeki w tym odcinku. Dwa profile zostały zlokalizowane w brzeżnej części równiny zalewowej powyżej Słubic. Stanowi ona rozległą powierzchnię porośniętą trawą nieużytków, a jej szerokość dochodzi niemal do 1 km. W centralnej części znajduje się obszar podmokły będący jeszcze na początku XX w. płytkim jeziorem. Powierzchnia równiny zalewowej w sąsiedztwie brzegu jest stosunkowo mało zróżnicowana. Nie tylko brak jest wałów brzegowych oraz osadów piaszczystych, ale powierzchnia w sąsiedztwie brzegu bardzo łagodnie obniża się w kierunku lustra wody. Wzdłuż prawego brzegu rzeki widoczne są ostrogi, których długość przekracza w niektórych przypadkach nawet 100 m. W miejscu, w którym zlokalizowano profile na terasie zalewowej, długość ostróg przekracza połowę szerokości koryta (ryc. 60). Ich budowa została wykonana w połowie XIX w., na pewno przed rokiem 1866. Odsunęły one nurt rzeki w kierunku lewego brzegu i stworzyły sprzyjające warunki do sedymentacji osadów w basenach utworzonych pomiędzy nimi. Wielkość powierzchni załadowanej zarówno w 1929 r. jak i współcześnie jest stosunkowo niewielka i przeważnie nie przekracza 50%. Świadczy to o małej ilości transportowanych i deponowanych w rejonie Słubic osadów. W przeciwieństwie do wypełnień



Ryc. 60. Lokalizacja miejsc poboru prób w Słubicach; 1. brzegi rzeki i ostrogi w 1862 roku (1:5 000, Müller), 2. brzegi rzeki i ostrogi w 1929 roku (1:25 000, Geologische Karte, Frankfurt/Oder), 3. współczesne brzegi rzeki i ostrogi, 4. wały przeciwpowodziowe, 5. lokalizacja profili.

Fig. 60. Location of sampling points at Stubice; 1. river banks and groynes in 1862 (1:5 000, Müller), 2. river banks and groynes in 1929 (1:25 000, Geologische Karte, Frankfurt/Oder), 3. contemporary river banks and groynes, 4. embankment, 5. location of profiles.

międzyostrogowych obserwowanych w górę rzeki, w Słubicach osady akumulowały się głównie w części zewnętrznej basenów, pozostawiając znaczną przestrzeń niezapełnioną w sąsiedztwie brzegu. Niewątpliwie depozycja osadów w odległej od brzegu części basenów międzyostrogowych stała się jedną z przyczyn drastycznego ograniczenia

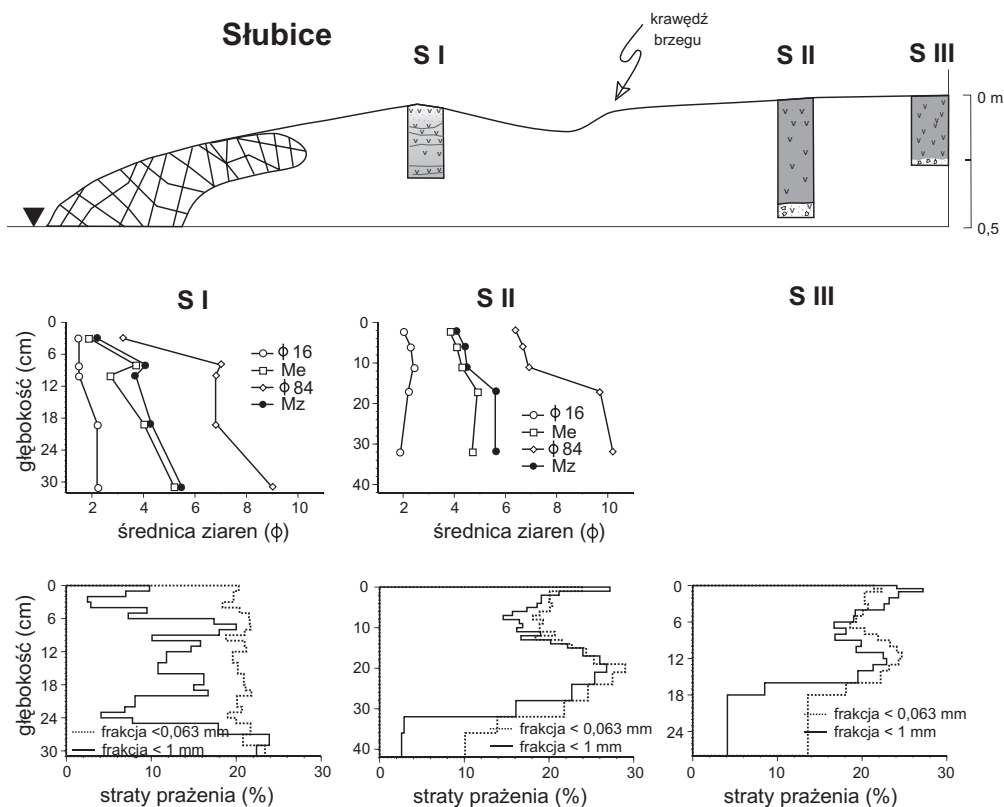


Ryc. 61. Wysokość powierzchni pobranych profili w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Słubicach.

Fig. 61. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Stubice. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

depozycji osadów piaszczystych na terasie zalewowej. Basen, w którym zlokalizowano profil SI jest wypełniony głównie w części dystalnej w pobliżu ostrogi. Porównanie map wskazuje, że był on w podobnym stopniu wypełniony osadami w 1929 r. Powierzchnia tego wypełnienia znajduje się w podobnej wysokości co równina zalewowa i jest zalewana z taką samą częstotliwością jak profile z równiny zalewowej (ryc. 61). W płaskiej powierzchni tego wypełnienia, porośniętego gęstą trawą, widoczne jest podłużne wzniesienie mające formę niewielkiego wału wysokości do kilkudziesięciu centymetrów. We wzniesieniu tym wykonano profil SI.

Profil SI znajduje się w odległości 4 m od rzeki i około 1,3 m powyżej przeciętnego poziomu wody. W śpągu profilu odstaniają się pylaste osady o dużej wartości SP, przekraczającej 20% (ryc. 62). Na nich zalegają osady piasków drobnoziarnistych, przewarstwionych laminami czarnego koloru. Mimo pobierania warstw osadów co 1 cm,

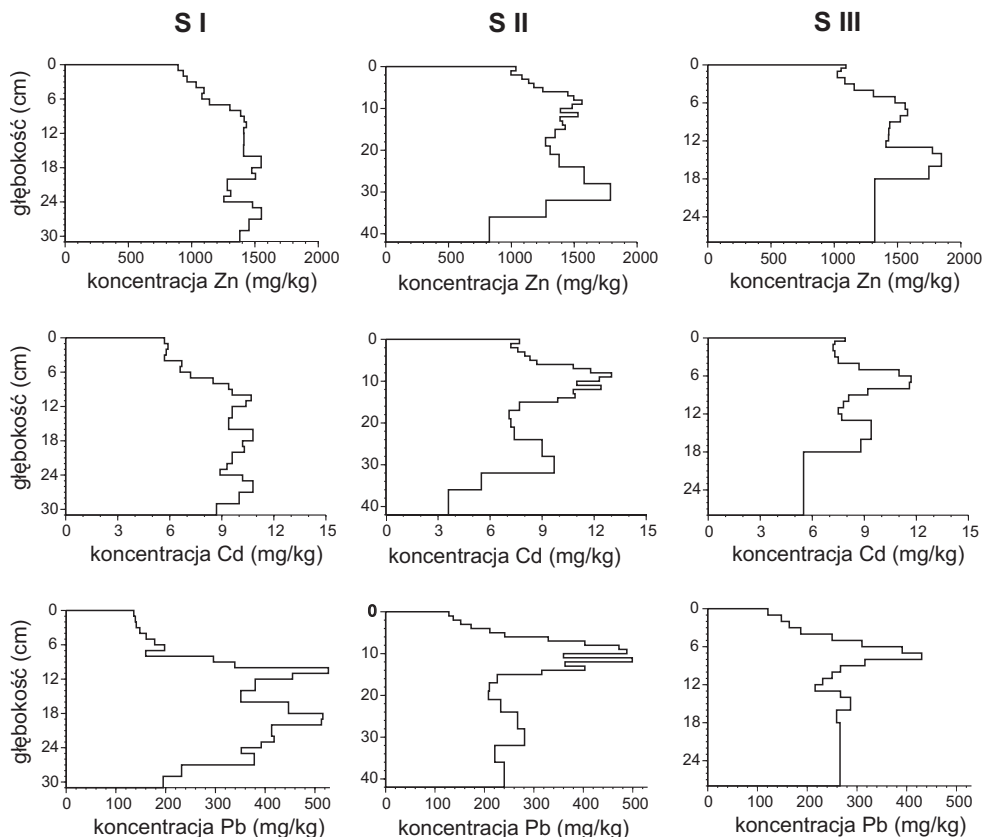


Ryc. 62. Lokalizacja profili osadów SI, SII i SIII w topografii równiny zalewowej Odry w Słubicach, średnica ziaren i straty prażenia w pobranych próbkach osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 62. Location of sediment profiles SI, SII and SIII in topography of the Odra River flood plain at Słubice, grain size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

nie wszędzie było możliwe rozdzielenie tych warstw. Różnice wartości SP pomiędzy poszczególnymi warstwami są nawet 5-krotne. Gęsta laminacja osadów oraz ich niewielka miąższość wskazuje na wolne tempo ich przyrostu.

Profile pobrane z równiny zalewowej zostały zlokalizowane blisko siebie w tej samej wysokości nad poziom wody, co profil SI. Profil SII został wykonany 3 m od brzegu natomiast SIII w odległości o 5 m od niego większej. W obu profilach została odsłonięta dość jednorodna pylasta warstwa niemal czarnego koloru. Zalega ona na kontrastującej z nią kolorem warstwie piaszczystej. Granicę między nimi odzwierciedla także gwałtowna zmiana wartości SP w obu profilach. Powierzchniowa warstwa w profilu bliżej koryta ma miąższość 28 cm. Wraz ze wzrostem odległości od niego staje się ona coraz cieńsza. W odległości 8 m od koryta ma ona już tylko 18 cm (SIII). Osady czarnego koloru zalegają także na dużej powierzchni wzdłuż brzegu koryta, jednak jak stwierdzono w pilotażowych odkrywkach, przeważnie mają miąższość wahającą się od kilku do kilkunastu centymetrów. W miejscu, w którym wykonano profile, większej akumulacji

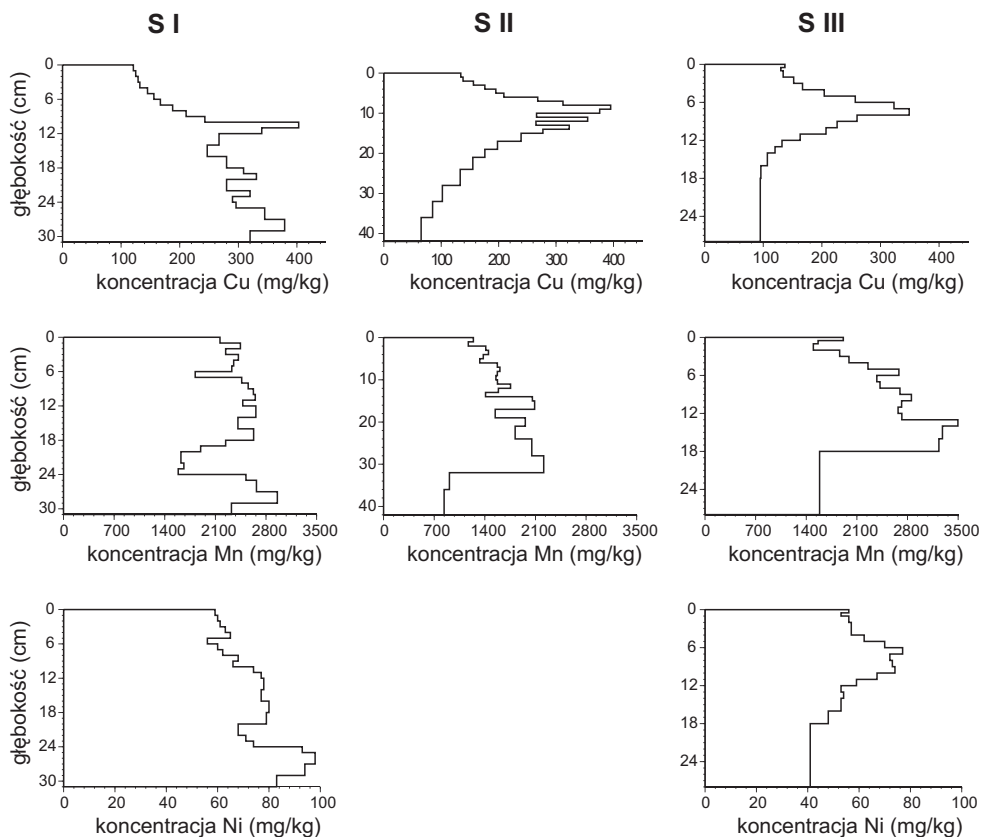


Ryc. 63. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów SI, SII i SIII pobranych w Stubicach.

Fig. 63. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles SI, SII and SIII sampled at Stubice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

tych osadów sprzyjało zapewne niewielkie obniżenie terenu o powierzchni kilkudziesięciu m². Jasne osady piaszczyste, na których one zalegają, są bardzo niejednorodne. Charakterystyczne jest w nich występowanie licznych ostrokrawędzistych okruchów cegieł i drobnych kamyków, które wskazywałyby raczej na ich antropogeniczne pochodzenie niż na akumulację fluwialną.

W profilach z równiny zalewowej widoczne są bardzo wyraźne maksima koncentracji miedzi, ołowiu i kadmu oraz znacznie mniej wybitne maksima koncentracji cynku (ryc. 63, 64). Występują one na większej głębokości, około 10 cm, bliżej brzegu i płycej, na głębokości 7 cm, w profilu bardziej od brzegu oddalonym. Maksymalne koncentracje ołowiu, miedzi i kadmu są wysokie i niewiele różnią się od maksymalnych wartości obserwowanych w profilach w Bytomiu Odrzańskim i Ścinawie. Koncentracje miedzi zmniejszają się bardzo jednostajnie zarówno ku powierzchni, jak i w głąb profilu, osiągając minimalne wartości w spągowej warstwie piaszczystej. Znacznie mniej regularny jest spadek koncentracji ołowiu, kadmu i cynku w głąb profilu. Widoczne jest także dru-



Ryc. 64. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów SI, SII i SIII pobranych w Słubicach.

Fig. 64. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles SI, SII and SIII sampled at Słubice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

gorzędne maksimum koncentracji tych pierwiastków na głębokości 30 cm, zaburzające tendencję spadkową. Wyższe wartości są wyraźnie skorelowane z dużym udziałem frakcji ilastej, rzędu kilkunastu %, w spągowej części utworów organicznych zalegających na odmienniej stratygraficznie warstwie „antropogenicznej”. Nie mają one natomiast istotnego związku z różnicami wartości SP. W obydwóch profilach w opisanej warstwie spągowej występują także wysokie (SII) lub nawet bardzo wysokie koncentracje manganu (SIII). Wartości te szybko zmniejszają się, nawet 2-krotnie, ku powierzchni.

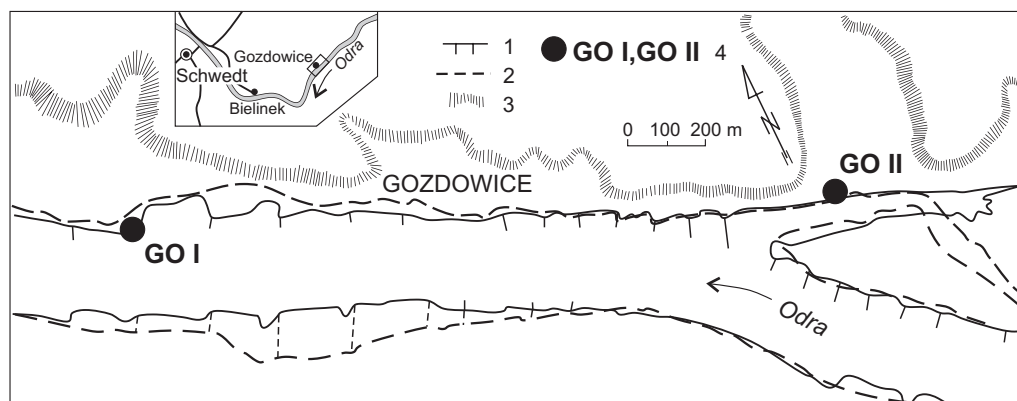
Odmienne rozkładają się koncentracje metali w profilu z wypełnienia międzyostrogowego. Koncentracje metali wprawdzie maleją ku powierzchni od głębokości 10 cm, jak w profilu SII, jednak poniżej widoczne jest duże zróżnicowanie zarówno pomiędzy warstwami jak i poszczególnymi pierwiastkami. Charakterystyczna jest różnica pomiędzy zmianami w koncentracji miedzi, ołowiu i kadmu, których nie obserwuje się na równinie zalewowej. Natomiast spadek koncentracji cynku i manganu poniżej tej warstwy jest niewielki i niejednostajny.

* * *

Na podstawie przeprowadzonych badań wydaje się poprawne stwierdzenie, że silnie zanieczyszczona warstwa może mieć na równinie zalewowej miąższość większą od 30 cm jedynie w lokalnych obniżeniach terenu. Przeważnie jednak jej miąższość w sąsiedztwie brzegu jest niewielka i nie przekracza kilkunastu centymetrów. Dolna, wyraźna granica tej warstwy może być związana z pracami regulacyjnymi, które prowadzono w tym odcinku na przełomie lat 20. i 30. XX w. i wykonywaniem umocnień brzegów sztucznym nasypem zawierającym fragmenty gruzu. Trudniej jest natomiast określić miąższość osadów zanieczyszczonych w zagłębieniu międzyostrogowym na podstawie profilu SI. Jakkolwiek koncentracje ołowiu wyraźnie zmniejszają się w spągu tego profilu i na głębokości 30 cm są już niewielkie, to jednak analogiczny spadek koncentracji innych pierwiastków jest niewidoczny. Sądząc na podstawie relatywnie niskiego tempa akumulacji osadów w rejonie Słubic oraz wyraźnej różnicy między utworami warstwowanymi i starszymi na głębokości zaledwie 30 cm, być może akumulowanymi przed regulacją koryta w początku XX w., również można podejrzewać, że miąższość zanieczyszczonych osadów w tym miejscu nie jest duża. Może za tym przemawiać fakt, że już w 1929 r. basen ten był w znacznym stopniu wypełniony osadami. Ogólnie więc, mimo wysokich koncentracji metali w niektórych warstwach, ilość zanieczyszczonych osadów w rejonie Słubic wydaje się być znacznie mniejsza niż w rejonie Nowej Soli, zarówno na równinie zalewowej, jak i w stosunkowo niewielkim stopniu zapełnionych basenach międzyostrogowych.

4.11. Gozdowice

W Gozdowicach, leżących w dolnym biegu Odry, zostały wykonane dwa profile pionowe aluwii. Kilkanaście kilometrów za tą miejscowością, przy kanale Odra-Hawela, kończy się odcinek Odry uregulowany ostrogami. W rejonie Gozdowic większość z ostróg wykonano w latach 1865-1866. Ich długość ani pozycja od tej pory nie uległy

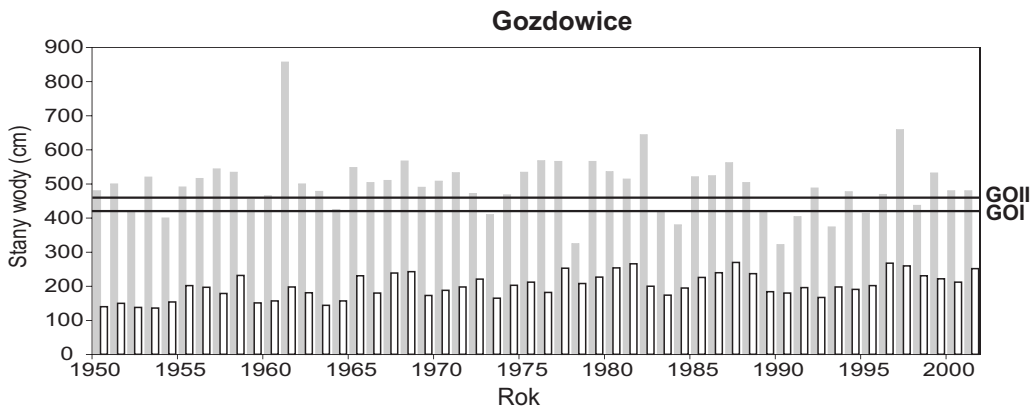


Ryc. 65. Lokalizacja miejsc poboru prób w Gozdowicach; 1. brzegi rzeki i ostrogi w 1864 roku (1:10 000, von Koeltze), 2. współczesne brzegi rzeki i ostrogi, 3. krawędź wysoczyzny, 4. lokalizacja profili.

Fig. 65. Location of sampling points at Gozdowice; 1. river banks and groynes in 1864 (1:10 000, von Koeltze), 2. contemporary river banks and groynes, 3. crest of morainic plateau, 4. location of profiles.

zmianie. Wskazuje to, że nie były one przebudowywane, a jedynie umocnione kamieniami, podobnie jak brzegi Odry w latach 20. i 30. XX w. (ryc. 65). Część basenów międzyostrogowych powstałych w odcinkach koryta o największej szerokości, uległa w znacznej części załadowaniu jeszcze przed rokiem 1930. W XX w. akumulacja osadów była niewątpliwie niewielka, ponieważ nie przyniosła większych zmian w stopniu zapełnienia tych basenów. Profil GOI zlokalizowano poniżej Gozdowic, tuż powyżej ostrogi. Wypełnienie, w którym pobrano próbki należy do raczej nietypowych na prawym brzegu Odry. Jego cechą charakterystyczną jest niewielkiej wysokości podłużne wzniesienie rozpoczynające się w cieniu hydraulicznym ostrogi. Wysokość wypełnienia jest podobna do wysokości rozległej równiny zalewowej szerokości ponad 1 km, która rozpoczyna się koło tego miejsca, natomiast wysokość wału sięga 60-90 cm ponad tą powierzchnię. Maksymalna szerokość omawianego wypełnienia nie przekracza 10 m i szybko zmniejsza się do 3-5 m, a wysokość podłużnego wzniesienia maleje do poziomu równiny zalewowej. Osady łąchy zaznaczone w tym miejscu już na mapie z około 1864 r. wskazują na stosunkowo szybkie tempo depozycji w tym miejscu, być może nawet jeszcze przed wybudowaniem ostrogi.

Koryto Odry w Gozdowicach znajduje się przy krawędzi wysoczyzny wysokości około 30 m. Powyżej miejscowości zbudowanych jest kilka ostróg długości około 20 m. Utworzone pomiędzy nimi baseny nie są zapełnione osadami. Najdłuższa z ostróg, długości niemal 100 m, zbudowana przy ujściu starorzecza, ogranicza wymianę wód między nim i korytem rzeki. Jednocześnie jednak w tworzącym zatokę starorzeczu oraz wzdłuż jego brzegów panują sprzyjające warunki do akumulacji transportowanej przez rzekę zawiesiny. Brzegi zatoki są bardzo łagodne, porośnięte roślinnością trawiastą. Profil GOII został wykonany w odległości około 20 m od brzegu tego starorzecza u wylotu niewielkiej dolinki o szerokości nieprzekraczającej 200 m i długości około 500 m.

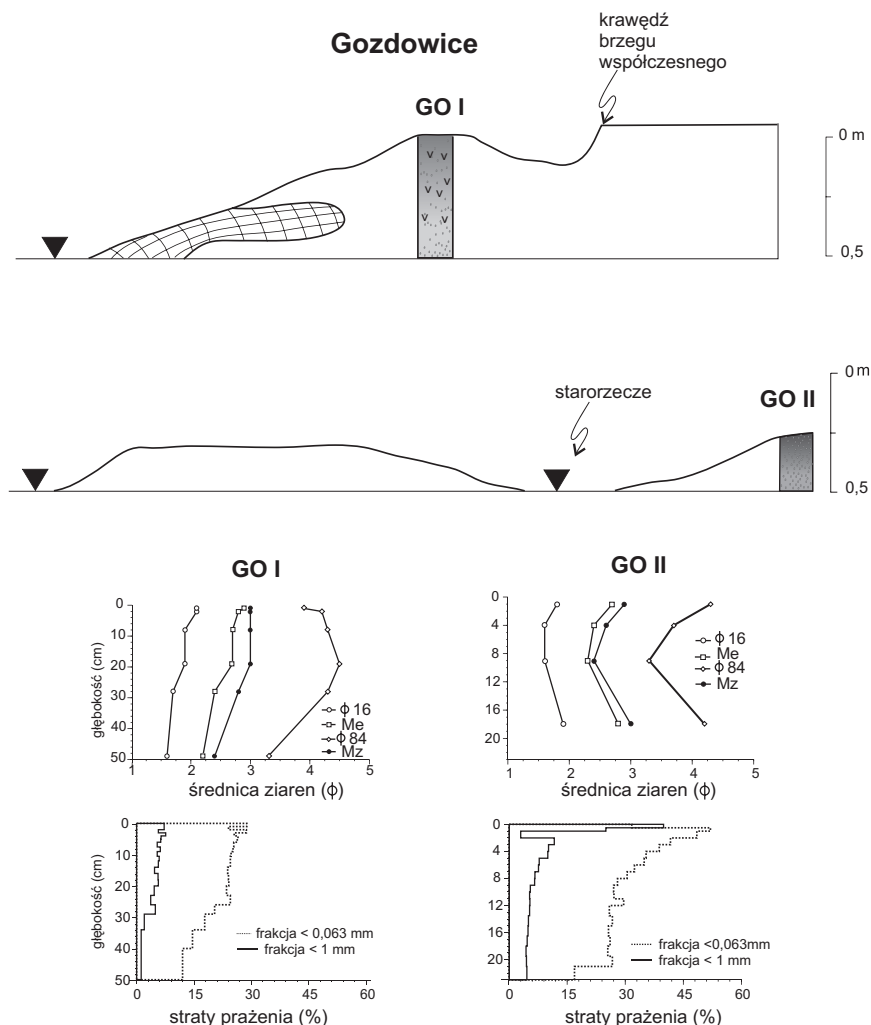


Ryc. 66. Wysokość powierzchni pobranych profili w stosunku do rocznych maksymalnych i minimalnych stanów wody w Gozdowicach.

Fig. 66. The height of sampled profiles in relation to annual maximum and minimum water stages at Gozdowice. Water stages (cm) are given on vertical axis and year is given on horizontal axis.

Jej dno jest płaskie i przy brzegu tworzy niewielką zatoczkę zalewaną przy corocznych stanach niewiele większych, niż pełnokorytowe (ryc. 66). Miejsce to stanowi pułapkę dla osadów deponowanych tutaj w czasie opadania fali wezbraniowej.

Osady w obu profilach w Gozdowicach były pobierane w czasie wysokich stanów wody. W profilu GOI głębokości 50 cm, w wypełnieniu międzyostrogowym, dominują osady piasków drobnoziarnistych. Znaczny, kilkunastoprocentowy udział w nich mają jednak ziarna frakcji pylastej. Zawartość tych cząstek jest znacznie wyższa w warstwie ciemnobrunatnej, miąższości 40 cm, niż w jaśniejszej warstwie spągowej. Charakterystyczna jest także wyjątkowo duża różnica pomiędzy wartością SP w całej próbce (5-8%) i we frakcji <0,063 mm (ryc. 67). Świadczy to o istotnym udziale materii organicznej w drobnoziarnistej zawieszynie akumulującej się w tym miejscu. Jeszcze większy jest udział materii organicznej we frakcji pylastej w profilu GOII z równiny zalewowej. W warstwie powierzchniowej przekracza on 50%, a w całej opróbowanej 26 cm warstwie przekracza 25%. Wartość SP jest znacznie mniejsza dla całej próbki (<1 mm) i przeważnie waha się w granicach 7-10%. Wynika ona ze znacznego udziału ziaren frakcji piasku drobnoziarnistego, który jest wymieszany z materią organiczną, z wyjątkiem powierzchniowej jednocentymetrowej świeżo deponowanej warstwy. W warstwie tej brak jest większych nierozłożonych fragmentów roślin. Tego typu osady pokrywają znaczną część równiny zalewowej Odry zarówno powyżej, jak i poniżej Gozdowic. Jej miąższość wynosi przeważnie 2-4 cm i stosunkowo mało zmienia się wraz z odległością od koryta. Kilkadziesiąt płytkich wykopów poprzedzających wykonanie obu profili pozwala sądzić, że miąższość tej warstwy, wszędzie zalegającej na piaskach frakcji średnio- i drobnoziarnistej, dochodzi do około 10 cm głównie w obniżeniach w powierzchni równiny oraz w miejscach stwarzających warunki do swobodnej sedimentacji przy brzegach starorzeczy zasilanych okresowo wodami powodziowymi. Można

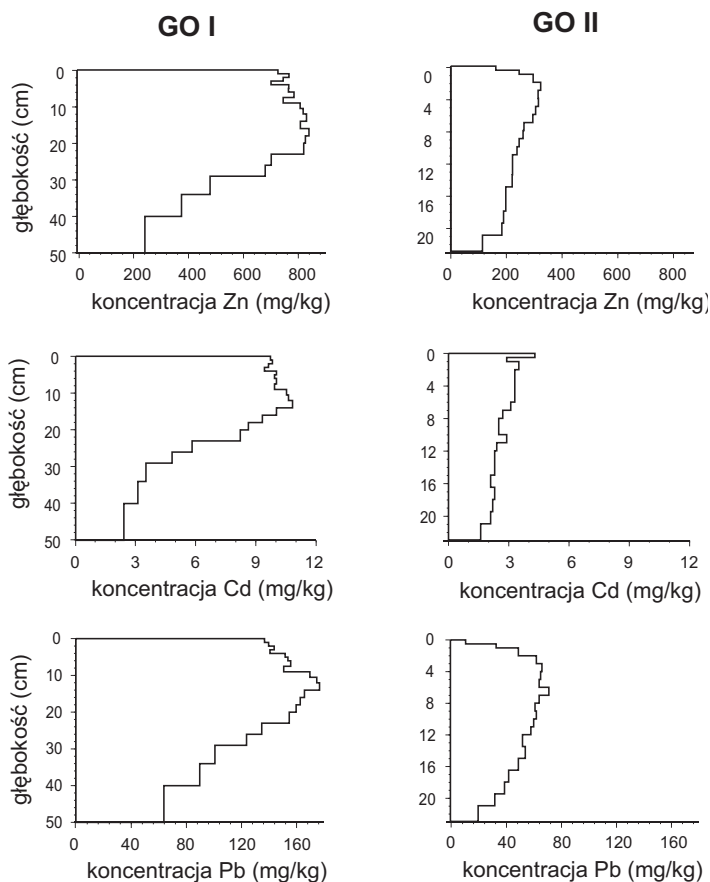


Ryc. 67. Lokalizacja profili osadów GO I i GO II w topografii równiny zalewowej Odry w Gozdowicach, średnica ziaren i straty prażenia w pobranych próbkach osadów. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 67. Location of sediment profiles GO I and GO II in topography of the Odra River flood plain at Gozdowice, grain-size diameter and losses on ignition of the sediments sampled. Grain size diameter (ϕ) is given on horizontal axis of upper diagrams, losses on ignition (%) are given on horizontal axis of lower diagrams and depth (cm) is given on vertical axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.

sądzić, że w obydwóch miejscach, w których zlokalizowano profile, tempo przyrostu osadów było wyższe od przeciętnego zarówno w basenach międzyostrogowych, jak i na równinie zalewowej.

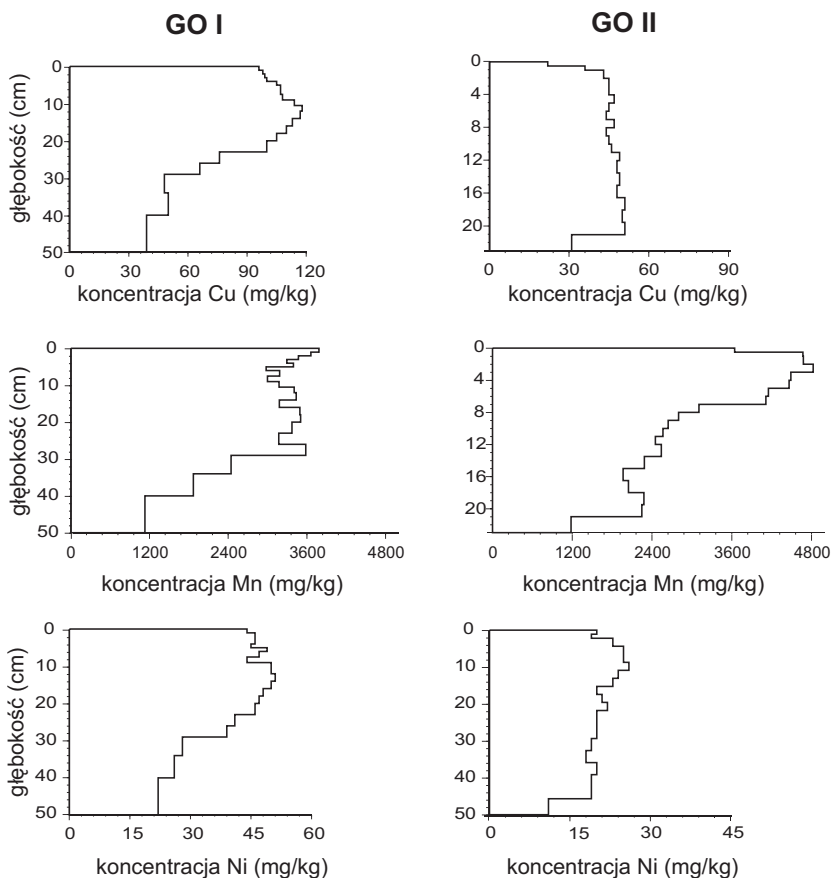
Koncentracje metali w obydwóch profilach różnią się znacząco (ryc. 68, 69). Wyższe są w osadach w basenie międzyostrogowym, niż na równinie zalewowej, a różnica maksymalnej koncentracji metali z wyjątkiem manganu i niklu jest przeważnie



Ryc. 68. Koncentracje cynku, kadmu i ołowiu w profilach osadów GOI i GOII pobranych w Gozdowicach.

Fig. 68. Zinc, cadmium and lead concentrations in sediment profiles GOI and GOII sampled at Gozdowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

3-4-krotna. Zaskakująco wysokie są koncentracje kadmu dochodzące do 11 mg/kg i nie różniące się istotnie od wartości obserwowanych w rejonie LGOM oraz w górnym biegu Odry. Niższe niż na obszarze LGOM, a także w Słubiach, są natomiast maksymalne koncentracje miedzi, ołowiu i cynku. Koncentracje niklu w osadach są porównywalne z wartościami obserwowanymi na obszarze LGOM. Z kolei ekstremalnie wysokie są koncentracje manganu, nie notowane w położonych w górę rzeki profilach. Najwyższe są one w powierzchniowej warstwie obydwóch profili sięgając niemal 5000 mg/kg. W basenie międzyostrogowym najwyższe koncentracje manganu występują w warstwie miąższości 30 cm. Poniżej, zawartość metali maleje do poziomu widocznego w profilu z równiny zalewowej. W osadach wypełnienia maksymalne koncentracje miedzi, ołowiu i kadmu tworzą wyraźny pik na głębokości 12 cm. Podobne, synchroniczne piki tych pierwiastków były obserwowane także w osadach w Słubiach. Także, jak w Słubicach, brak jest wyraźnego pikowania cynku



Ryc. 69. Koncentracje miedzi, manganu i niklu w profilach osadów GOI i GOII pobranych w Gozdowicach.

Fig. 69. Copper, manganese and nickel concentrations in sediment profiles GOI and GOII sampled at Gozdowice. Depth (cm) is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams.

i niklu. W osadach z równiny zalewowej w niewielkim stopniu zanieczyszczonych, koncentracje metali z wyjątkiem manganu są mało zróżnicowane. Słabo widoczny jest niewielki wzrost ich koncentracji od spągu do głębokości 2,5 cm i następnie spadek ku powierzchni oraz mało wybitne maksimum zawartości ołowiu na głębokości 7 cm.

* * *

Niewielka miąższość zanieczyszczonych osadów równiny zalewowej w profilu SII jest wynikiem niewielkiego ładunku zawiesziny transportowanej w tym odcinku Odry, jak i znacznej odległości od koryta rzeki (70 m). Sugeruje to, że w ogóle zanieczyszczenie równiny zalewowej jest niewielkie, ograniczone do najwyżej kilkucentymetrowej warstwy osadów o największej zawartości substancji organicznej. Prawdopodobnie miąższość warstwy osadów zanieczyszczonych w wypełnieniach basenów między-

ostrogowych jest również niewielka. Ponieważ badano miejsca o stosunkowo naj-
szybszym tempie przyrostu osadów w tym odcinku wydaje się, że jedynie lokalnie
warstwa tych osadów może mieć miąższość większą niż 30 cm. Skala zanieczysz-
czenia osadów w dolnym biegu Odry jest więc ogólnie zbliżona do obserwowanej
w rejonie Ślubic.

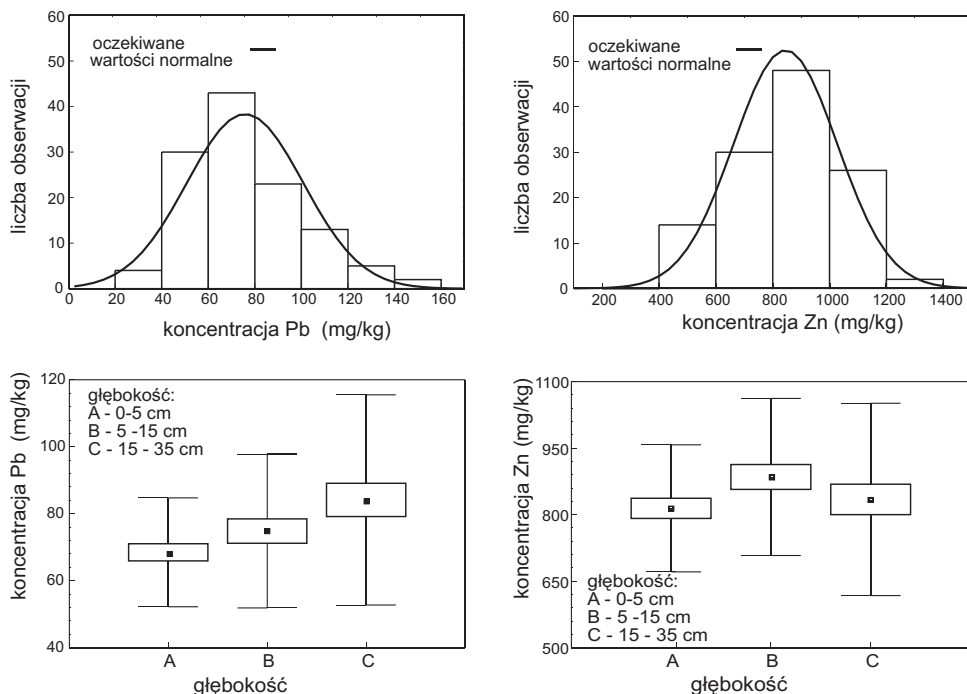
4.12. Reprezentatywność profili

Zestawienie częstości występowania koncentracji cynku i ołowiu w warstwach osa-
dów w 40 „krótkich” – 35-centymetrowych profilach pionowych na równinie zalewo-
wej w Jelczu i w Oławie (ryc. 70), pozwala na ocenę wielkości ich zanieczyszczenia
i porównanie z wartościami uzyskanymi w powierzchniowej warstwie profili długich
(rozdział 4.5.). Rozkłady koncentracji tych metali w warstwie 35 cm, rozdzielonej na
warstwy 0-5, 5-15 i 15-35 cm są zbliżone do normalnego (ryc. 71). Widoczna jest naj-
częściej występująca koncentracja ołowiu 60-80 mg/kg, która jest około 5-6-krotnie
wyższa od wartości tła geochemicznego. Nie są to zatem osady silnie zanieczyszcz-
one, jakkolwiek w pojedynczych wypadkach koncentracje są nawet 2-krotnie wyższe od
przeciętnych. Powierzchniowa warstwa osadów jest bardziej zanieczyszczona cynkiem.
Koncentracje tego pierwiastka przeważnie wahają się w granicach 800-1000 mg/kg,
a więc są około 20-krotnie wyższe od wartości naturalnych. Stosunkowo wysoka za-
wartość cynku jest niewątpliwie związana z opadami pyłów emitowanych przez hutę



Ryc. 70. Punkty poboru prób osadów z profili długości 35 cm („krótkich”) na równinie zalewowej Odry w Oławie (A) i w Jelczu (B); 1. przebieg koryta w 1750 roku (1:5 000, Neuwertz), 2. brzegi i ostrogi współczesne, 3. obwałowanie, 4. lokalizacja profili „krótkich”, 5. lokalizacja profili J0-JII i OI, OII.

Fig. 70. Location of “short” sediment profiles (35 cm-long) on the Odra River flood plain at Oława (A) and at Jelcz (B); 1. river course in 1750 (1:5 000, Neuwertz), 2. contemporary banks and groynes, 3. embankment, 4. localization of “short” profiles, 5. location of profiles J0-JII and OI, OII .



Ryc. 71. Częstość występowania koncentracji Zn i Pb, średnie koncentracje Zn i Pb i ich odchylenie standardowe w warstwach profili krótkich 0-5, 5-15 i 15-35 cm.

Fig. 71. The frequency of Zn and Pb concentrations, mean Zn and Pb concentrations and their standard deviation in sediment layers 0-5, 5-15 and 15-35 cm collected in "short" profiles. Number of observations is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of upper diagrams. Element concentration (mg/kg) is given on vertical axis and depth of sediments sampled is given on horizontal axis of lower diagram.

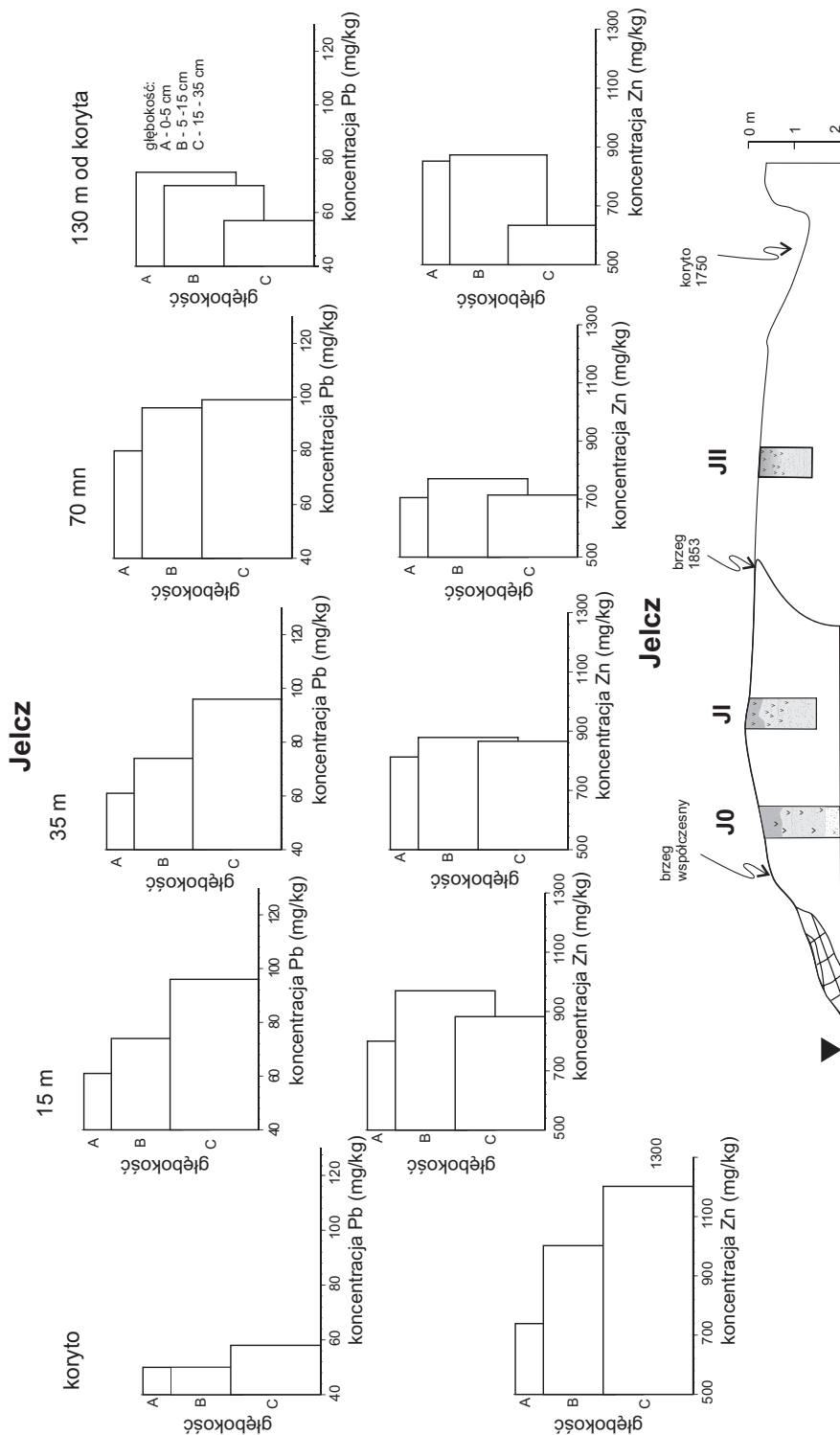
bieli cynkowej w Oławie, a także w zrzucanych przez nią ściekach, które zwiększyły ładunek tego pierwiastka transportowanego przez rzekę. Ołów może pochodzić z licznych źródeł zarówno punktowych jak i powierzchniowych na terenie zlewni.

Koncentracje obu pierwiastków w powierzchniowych warstwach profili w Oławie (OI i OII) i Jelczu (J0, JI, i JII) (ryc. 70) znajdują się w zakresie wahań koncentracji w profilach „krótkich”. Co więcej są one zbliżone do wartości najczęstszych, przeciętnych w warstwie 0-35 cm, z wyjątkiem koncentracji ołowiu w profilu J0 (ryc. 71), reprezentującym jednak osady z wypełnienia basenu międzyostrogowego.

Średnie koncentracje cynku i ołowiu w profilach krótkich zmieniają się podobnie wraz z głębokością. Najniższe koncentracje ołowiu występują w warstwie 0-5 cm i istotnie wzrastają wraz z głębokością (ryc. 71). Również najniższe koncentracje cynku występują w warstwie 0-5 cm, natomiast zazwyczaj najwyższe są one w warstwie 5-15 cm. Zmiany te wskazują, że spadek koncentracji ołowiu rozpoczął się wcześniej niż zaznaczający się od niedawna spadek koncentracji cynku. Taki „przeciętny” obraz zmian nie jest jednak widoczny we wszystkich profilach, ale zmienia się w zależności od

Ryc. 72. Średnie koncentracje cynku i ołowiu w warstwach 0-5, 5-15 i 15-35 cm profili „krótkich” pobranych w różnej odległości od brzegu Odry na równinie zalewowej w Jelczu. Objaśnienia jak do ryciny 6.

Fig. 72. Mean zinc and lead concentrations in sediment layers 0-5, 5-15 and 15-35 cm collected in “short” profiles in different distance from the Odra River bank on the flood plain at Jelcz. Depth is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.



odległości od koryta. W Jelczu takie same różnice koncentracji cynku z maksymalnymi wartościami w warstwie środkowej 5-15 cm widoczne są na całej równinie zalewowej, z wyjątkiem najniższej położonej części przybrzeżnej (ryc. 72). W Oławie takie zmiany widoczne są jedynie w odległości 35 i 70 m od brzegu. W profilach położonych w wale brzegowym (15 m od brzegu) oraz w wypełnieniach starorzecza (130 m od brzegu) maksymalne koncentracje cynku występują w warstwie powierzchniowej i zmniejszają się wraz z głębokością (ryc. 73).

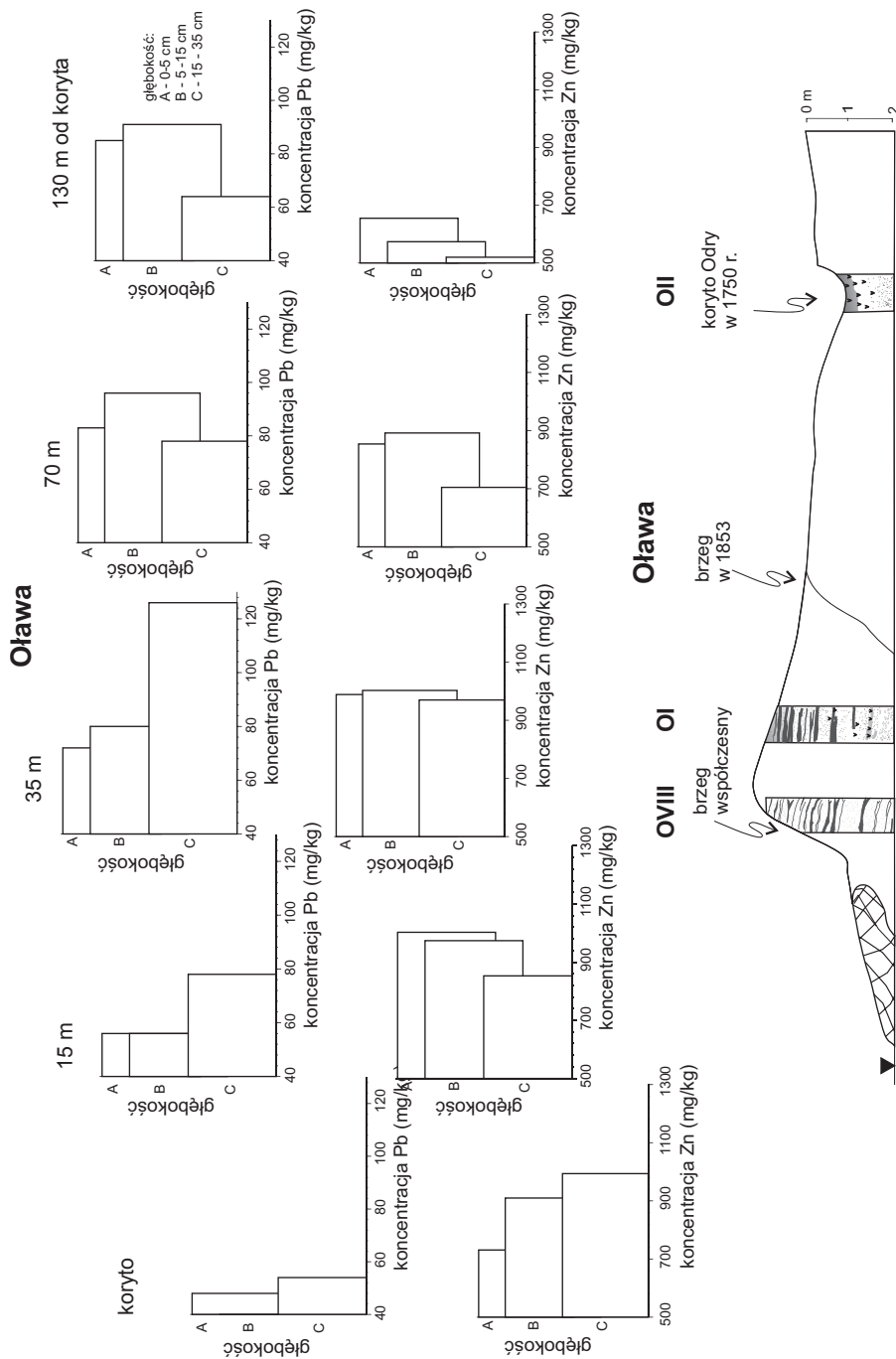
Duża zgodność koncentracji pierwiastków w osadach w profilach pobranych w różnej odległości od brzegu ze zmianami wartości średnich (ryc. 72) widoczna jest, podobnie jak w wypadku cynku, na równinie w Jelczu. Wyjątkiem są profile położone w największej odległości od koryta rzeki, w których tendencja zmian jest odwrotna: koncentracje metali maleją wraz z głębokością. W Oławie takie same zmiany koncentracji ołowiu od wartości przeciętnych mają miejsce w profilach położonych blisko koryta – w odległości 3, 15, 35 m. W większej odległości od brzegu najwyższe koncentracje występują w warstwie środkowej 5-15 cm (ryc. 73).

Analizowane różnice koncentracji cynku i ołowiu w osadach mają wyraźny związek z rzeźbą równiny zalewowej. W Jelczu, w którym równina zalewowa jest płaska, zmiany koncentracji metali we wszystkich punktach równiny zalewowej są takie same z wyjątkiem punktów położonych najbliżej i najdalej od koryta o odmiennym tempie sedymentacji. Najwolniejsze tempo depozycji w dużej odległości od brzegu rzeki powoduje, że spadek koncentracji obu metali, który niewątpliwie zaznaczył się w tym odcinku w ciągu ostatnich lat nie jest widoczny w warstwie miąższości większej niż kilka centymetrów. Prawdopodobnie w dużej odległości od brzegu (130 m) wiele powodzi może nie pozostawiać wcale osadów lub mogą to być warstwy mniejsze niż 1 mm. W związku z tym ta sama miąższość osadów odzwierciedla zmiany koncentracji osadów w dużo dłuższym okresie niż przy brzegu. Taka tendencja zmian zanieczyszczenia związana z małym tempem depozycji osadów, obserwowana w krótkich profilach, jest także widoczna w profilu JII (ryc. 36), znajdującym się w podobnej odległości od brzegu rzeki. Z kolei zmiany koncentracji obu pierwiastków w profilu JI (ryc. 36), znajdującym się około 35 m od brzegu, odzwierciedlają zmiany na większej powierzchni równiny zalewowej. Natomiast koncentracje cynku w basenie międzyostrogowym w profilach krótkich i w powierzchniowej warstwie w profilu J0 różnią się między sobą najbardziej (ryc. 36). Oczywiście nie można oczekiwać wartości takich samych chociażby z powodu różnej miąższości warstw pobieranych w obu rodzajach profili. Także wspomniana już wcześniej duża zmienność miąższości deponowanych warstw oraz ich możliwa erozja w basenie międzyostrogowym wpływa na większą zmienność koncentracji niż na równinie zalewowej.

Urozmaicona topografia równiny koło Oławy powoduje, że zmiany koncentracji cynku i ołowiu w różnej odległości od brzegu odbiegają od wartości średnich. Podobnie jednak jak w Jelczu, zmiany koncentracji w powierzchniowej warstwie długich profili są zbliżone do obserwowanych w profilach krótkich, położonych w podobnej

Ryc. 73. Średnie koncentracje cynku i ołowiu w warstwach 0-5, 5-15 i 15-35 cm profili „krótkich” pobranych w różnej odległości od brzegu Odry na równinie zalewowej w Oławie. Objasnienia jak do ryciny 6.

Fig. 73. Mean zinc and lead concentrations in sediment layers 0-5, 5-15 and 15-35 cm collected in “short” profiles in different distance from the Odra River bank on the flood plain at Olawa. Depth is given on vertical axis and element concentration (mg/kg) is given on horizontal axis of all diagrams. Explanations as in Fig. 6.



odległości od brzegu. W odległości 130 m znajduje się profil OII (ryc. 31), w którym na głębokości kilkunastu centymetrów występują najwyższe koncentracje ołowiu. Zmniejszają się one ku powierzchni tak samo jak zmniejszają się średnie koncentracje w profilach krótkich. Zmniejszenie koncentracji cynku jest w profilu OII znacznie mniejsze niż ołowiu. Zmiana ta jest niewidoczna w profilach krótkich głównie ze względu na małą „rozdzielczość” opróbowania tych profili dla miejsc o małym tempie sedymentacji. W profilu OI położonym w wale brzegowym w odległości około 15 m od brzegu, zmiany koncentracji pokazują podobną tendencję jak w innych profilach długich (ryc. 31). Zgodne także są one z „przeciętną” tendencją zmian w profilach krótkich. Spadek koncentracji ołowiu ku powierzchni jest tutaj wyraźny natomiast koncentracje cynku zmniejszają się albo tylko w warstwie powierzchniowej albo wcale. Wydaje się, że duża wysokość wału brzegowego, nawet 1,5 m, powoduje ograniczenie tempa depozycji na tyle duże, że spadek zanieczyszczenia cynkiem osadów akumulowanych w ostatnich latach jest tutaj znacznie słabiej widoczny lub nawet wcale w porównaniu z miejscami na równinie położonymi dalej od brzegu, lecz w mniejszej wysokości. Niemniej jednak należy podkreślić, że pojedynczy profil długi pokazuje bardzo podobny obraz zmian koncentracji do zmian w profilach „krótkich” dla wału przykorytowego.

Przeprowadzone porównanie wskazuje, że koncentracje metali w pojedynczych profilach wykonanych wzdłuż biegu Odry, odzwierciedlają główne tendencje zmian zanieczyszczenia osadów akumulowanych w danym odcinku rzeki. Niemniej jednak w niektórych warstwach profili można oczekiwać lokalnych różnic. Wynikają one mogą z lokalnie większej akumulacji lub erozji mającej miejsce na przykład w początkowej fazie zapełniania basenu międzyostrogowego lub także być skutkiem zmian diagenetycznych. Zmiany zanieczyszczenia osadów w profilach długich są reprezentatywne dla miejsc o tej samej historii akumulacji fluwialnej, to znaczy dla miejsc, w których natężenie depozycji zmieniało się w tym samym czasie i w podobnym zakresie. Takie miejsca występują w podobnej odległości od brzegu rzeki. Im bardziej więc zróżnicowana w przestrzeni i w czasie jest depozycja, tym bardziej reprezentatywność profilu jest ograniczona. Badania porównawcze reprezentatywności profili osadów pozakorytowych w badaniach geochemicznych przeprowadzone na terenie Norwegii i Grecji również potwierdziły kluczowy wpływ wyboru miejsca poboru prób na uzyskany wynik. Głównym źródłem wariacji koncentracji metali uzyskanych dla tych samych równin zalewowych był sposób wyboru miejsca poboru prób, czyli pobór prób z miejsc o różnej historii akumulacji fluwialnej (Demetriades, Volden 1997). W wielu sytuacjach rzeźba równiny zalewowej daje obraz różnic historii najmłodszej akumulacji osadów. Jednak, często nad Odrą jej topografia była przekształcana w czasie prac regulacyjnych i dopiero analiza map, głównie XIX-wiecznych, pozwala na zrozumienie tej historii.

5. Wpływ regulacji koryta Odry na akumulację osadów zanieczyszczonych w jej dolinie

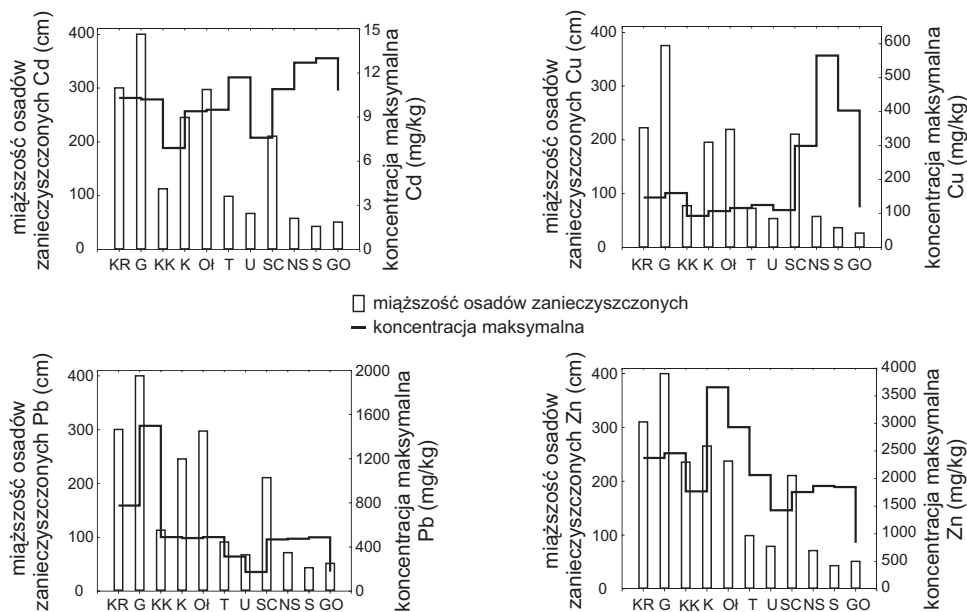
Miąższość osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi zgromadzonych wzdłuż brzegów Odry zmienia się z jej biegiem. Rycina 74 pokazuje maksymalne miąższości tych osadów w badanych profilach. Jako osady zanieczyszczone na rysunku przedstawiono takie, w których koncentracje poszczególnych pierwiastków przekraczają co najmniej 5-krotnie wartości naturalne. Koncentracje ołowiu są w nich wyższe od 60 mg/kg, cynku od 200 mg/kg, Cd od 2,5 mg/kg i miedzi od 70 mg/kg. Termin „zanieczyszczenie” odnosi się tu do części ładunku tego pierwiastka, którego pochodzenie można uznać za antropogeniczne, a także, ładunek ten powoduje zanieczyszczenie osadów uznawane przez istniejące klasyfikacje za co najmniej najniższy jego stopień (wg. Bojakowska i in. 1998a, Helios-Rybicka i in. 2001). Różni się on od mniej formalnej nazwy „osady zanieczyszczone” używanej w pozostałych rozdziałach pracy dla określenia osadów o koncentracji metali wyższej niż lokalne tło geochemiczne (rozdz. 3.2.).

Niewątpliwie osady wypełnień międzyostrogowych odsłonięte w profilach w każdym z punktów badanych z biegiem Odry nie przedstawiają całego spektrum sytuacji morfologicznych, w których mogą one występować. Prawdopodobnie także nie we wszystkich punktach udało się opróbować maksymalnej miąższości warstw osadów zanieczyszczonych. Na przykład w rejonie Kędzierzyna-Koźła i Trestna miąższość tych osadów może być większa, chociaż raczej w miejscach specyficznych, występujących lokalnie. Ogólnie jednak, obserwowane zróżnicowanie miąższości warstwy tych osadów ma wyraźny związek z natężeniem procesów fluwialnych oraz pracami regulacyjnymi w różnych odcinkach biegu rzeki.

O zmniejszaniu się miąższości zanieczyszczonej warstwy od największej w górnym biegu do najmniejszej w dolnym biegu zdecydowały przede wszystkim zmiany natężenia erozji i akumulacji, a dopiero w drugiej kolejności źródło zanieczyszczeń i odległość od niego. Natomiast na koncentracje metali w tych osadach ma wpływ wielkość źródła zanieczyszczenia. W górnym biegu, w którym miąższość osadów zanieczyszczonych dochodzi do 4 m, spadek rzeki jest wielokrotnie większy niż w dolnym biegu. Jego skutkiem jest proporcjonalnie większa moc strumienia wody. W efekcie, zdolność rzeki do erozji w górnym biegu jest dużo większa niż w odcinkach o mniejszych spadkach. Zdolność ta w jej górnym odcinku została spotęgowana zwiększeniem spadku w wyniku skrócenia biegu rzeki. Regulacje XVIII i XIX-wieczne spowodowały wzrost spadku i mocy strumienia o ponad 1/3 (Czajka 2005). Zjawisko to jest charakterystyczne dla rzek regulowanych, a jego skutkiem jest pogłębianie koryt tych rzek (Biedenharn i in. 2000). Wysokość brzegów Odry, w jej górnym biegu dochodząca do 5 m, a także wysoko, nawet ponad 2 m nad poziomem wody, występujące żwiry korytowe sprzed regulacji wskazują, że pogłębienie wywołane erozją wynosi około 3 m. Wciąż jeszcze ma ono miejsce w odcinku przygranicznym (Czajka 2004). Badania prowadzone na wielu rzekach uregulowanych także wskazują na istotny związek zwięzania koryta z intensyfi-

kacją jego wcinania się, które w rzekach górskich i wyżynnych o dużych spadkach dna doliny może dochodzić nawet do 10 m (Surian, Rinaldi 2003). W niektórych korytach, szczególnie rzek zwirowanych, erozja jest przyspieszona dodatkowo przez wydobywanie żwirów z koryta (Rinaldi i in 2005). Często zwężenie przekracza 50% pierwotnej szerokości koryta (Rinaldi 2003). W uregulowanych rzekach nizinnych lub ich odcinkach podgórskich, zasadniczy wpływ na zwężenie koryta ma konstrukcja ostróg. W ten sposób szerokość koryta Odry w górnym biegu rzeki uległa zmniejszeniu o 40-70 m i wynosi obecnie 20 do 50 m (Czajka 2005). Znacznie bardziej, w wartościach bezwzględnych, zwężeniu uległa Odra, w niektórych odcinkach w środkowym biegu (tab. 1), a także Wisła w górnym (Łajczak 1995b), środkowym (Warowna 1999) i dolnym biegu (Babiński 1992). Wzmoczonej erozji towarzyszył zwiększony transport i depozycja osadów. Charakterystycznym zjawiskiem jest największy transport i depozycja osadów w górnym biegu Wisły i Odry (Łajczak 1995a), jakkolwiek depozycja osadów w XX w. jest dużo wyższa w dolinie górnej Wisły i ma wyraźny związek z pracami regulacyjnymi na karpaccich dopływach Wisły (Wyźga 2001). W dolinie Odry aż do Wrocławia oraz w rejonie Brzegu Dolnego i Ścinawy depozycja w strefie międzywala, w II połowie XX w. wynosiła około 2000 ton na kilometr biegu rzeki rocznie (Łajczak 1995b). Analogiczne dane dla okresu 1978-1990 wskazują na średnią depozycję w górnym biegu Odry około 5 500 ton osadów. Ich sedymentacja jest jednak bardzo zróżnicowana w czasie i ograniczona do przeważnie kilku-, kilkunastodniowych okresów powodzi. W tym okresie na równinie zalewowej akumuluje się nawet ponad 80% transportowanych w danym przekroju osadów. Najczęściej jednak wielkość ta, która zmienia się w zależności od pory wystąpienia wezbrania, wynosi 50-60% (Czajka 2004). Znaczna akumulacja osadów na równinie zalewowej jest charakterystyczna dla dużych powodzi (Miller i in. 1999). Podczas jednej dużej powodzi na równinie zalewowej może akumulować się nawet 90% ładunku metali związanego z osadami transportowanymi przez rzekę w ciągu 10 lat (Carroll i in. 2004). W dolinie górnej Odry, krótkotrwałości i gwałtowności epizodów depozycji osadów sprzyja bardzo duża amplituda wahań przepływów wody, która szybko się zmniejsza wraz z przyjmowaniem dopływów nizinnych.

Z biegiem rzeki zmniejsza się zarówno jej spadek jak i miąższość osadów zanieczyszczonych (ryc. 74). Zjawisko to jest powszechnie spotykane w dolinach rzek przepływających przez obszary górskie, pogórskie i nizinne (Zwoliński 1992). W dolinie Odry ostatnim miejscem, w którym miąższość osadów zanieczyszczonych sięga ponad 3 m jest Oława. Przyczyną tego jest zapewne wyjątkowo duże skrócenie biegu Odry w pobliżu Oławy, ale także większe niż na przykład koło Jelcza zawężenie koryta, które musiało wywołać intensywną erozję koryta. W efekcie równina zalewowa została nadbudowana wałem brzegowym dużej wysokości. Również dużą, około 2 m, miąższość osadów zanieczyszczonych zaobserwowano w Ścinawie. Tak duża miąższość osadów zanieczyszczonych jest niewątpliwie charakterystyczna dla dłuższego, prawdopodobnie co najmniej kilkunastokilometrowego odcinka rzeki poniżej ujścia Kaczawy, którą jest zrzućana największa część ładunku zawiesiny z LGOM. Ponowny wzrost miąż-



Ryc. 74. Maksymalna koncentracja cynku, kadmu, ołowiu i miedzi oraz miąższość osadów nimi zanieczyszczonych (określenie rozdz. 3.13.) w badanych osadach Odry. KR – Krapkowice, G – Grzegorzowice, KK – Koźle, OI – Olawa, T – Trestno, U – Uraz, SC – Ścinawa, NS – Nowa Sól, S – Słubice, GO – Gozdowice.

Fig. 74. Maximum zinc, cadmium, lead and copper concentrations and thickness of the metal-polluted sediments investigated along Odra River. Letter symbols given on horizontal axis are explained above. Thickness of contaminated sediments (vertical bars) is given on left axis and element concentration (bold line) is given on right axis.

szości tych osadów poniżej stanowiska w Urazie jest spowodowany intensywną erozją koryta Odry poniżej stopnia w Brzegu Dolnym, dochodzącą do 5 cm/rok. Średnie obniżenie koryta na ponad 20-kilometrowym odcinku wyniosło w latach 1958-1992 około 2 m. W bezpośrednim sąsiedztwie progu pogłębienie było jeszcze większe i zagroziło jego stabilności (Olszewska i in. 2004). Erozja, jakkolwiek zmniejszająca się z biegiem rzeki, sięgnęła Ścinawy i wywołała wzmożoną depozycję osadów erodowanych z koryta, jak i zmieszanych z materiałem drobniejszym transportowanym wraz ze ściekami z okolic Legnicy w basenach międzyostrogowych. Wskazuje na to nie tylko duża miąższość osadów wypełniających współczesne baseny międzyostrogowe i znaczny stopień ich zapełnienia, ale także stosunkowo słaba zwięzłość osadów i znaczny udział wszystkich frakcji osadów sugerujący ich złe wysortowanie. Jednak co najmniej od Bytomia Odrzańskiego i Nowej Soli koryto rzeki jest ustabilizowane pionowo w okresie ostatnich 100 lat, dlatego też miąższość osadów zanieczyszczonych, akumulowanych głównie w ciągu ostatnich 50 lat, radykalnie się zmniejsza. Maleje ona jeszcze bardziej w odcinkach niżej położonych z biegiem rzeki. Miąższość tych osadów w Słubicach i Gozdowicach jest porównywalna; wydaje się, że zbliżona do maksymalnej w tych punktach. Na podstawie przeprowadzonych badań można przypuszczać, że w XX w.

tempo akumulacji na równinie zalewowej w Gozdowicach było niższe niż w Słubicach. Sugeruje to także bardzo niski, liczony w mm/km spadek rzeki oraz stosunkowo niewielki transport zawiesiny przez Odrę w tym odcinku (Łajczak, Jansson 1993).

Kluczową rolę w akumulacji transportowanych osadów zanieczyszczonych w Odrze odgrywają ostrogi oraz baseny międzyostrogowe. Formy te, jakkolwiek powszechne na uregulowanych rzekach europejskich, nie wszędzie są wypełnione. Raczej wprost przeciwnie, wzdłuż brzegów nizinnych odcinków rzek na przykład Łaby lub Menu powszechnie występuje szereg ostróg (tam) zarówno podłużnych jak i poprzecznych, a powstałe pomiędzy nimi baseny są jedynie okresowo wypełnione drobnoziarnistym materiałem, usuwanym w całości w czasie powodzi (Schwartz 2006). Zbiorniki te odgrywają pozytywną rolę ekologiczną tworząc, wobec braku naturalnych miejsc, refugia dla licznych gatunków bezkręgowców podczas trwania przepływów wody o dużej prędkości (Carling i in. 1996). Wypełnienie więc basenów międzyostrogowych jest przeważnie jedynie częściowe, z wyjątkiem wypukłych brzegów rzek. Oprócz wypełnienia całkowitego wyróżnia się 6 typów wypełnień tych basenów zmieniających się często po wezbraniach nawet nieprzekraczających stanów pełnokorytowych. Istotny wpływ na rozmieszczenie osadów w takich basenach ma stosunek ich szerokości do długości, który decyduje o rozwinięciu się jednej lub dwóch komórek wirowych (Sukhodolov i in. 2002). Baseny międzyostrogowe funkcjonujące dziś w korycie Odry zostały przebudowane pod koniec XIX i na początku XX w. Wypełniają je w formie wąskich listw osady przyrastające w XX w. W niektórych odcinkach, na przykład w Trestnie, osady XX-wieczne zalegają na starszych osadach wypełniających te baseny. Natomiast najstarsze części basenów międzyostrogowych, najbardziej oddalone od współczesnego brzegu rzeki, zostały w wyniku powtórnej regulacji włączone w obszar równiny zalewowej i dzisiaj, w wielu miejscach, krawędź dawnego brzegu sprzed budowy pierwszych ostróg w I połowie XIX w. jest niewidoczna. Istotny wpływ na rozmieszczenie osadów zanieczyszczonych w dolinie Odry miała więc dwuetapowość przeprowadzonej konstrukcji ostróg, która, przeważnie w skanalizowanym odcinku, oddzieliła strefę wypełnień XIX-wiecznych kamiennymi opaskami stabilizującymi brzegi i uniemożliwiła ich erozję. Co więcej ustabilizowane osady XIX-wieczne, zostały nadbudowane w XX w. warstwą osadów, dochodzącą w Oławie do 1,5 m.

Niewątpliwie warunki wypełniania basenów międzyostrogowych w szerokim korycie w XIX w. i znacznie węższym korycie w XX w. różniły się znacząco. W Oławie XIX-wieczne wypełnienia zapoczątkowują grubopiaszczyste masywne utwory łąch korytowych z domieszką żwirów w części spągowej. Na nich zalegają dużej miąższości serie piasków średnio- i drobnoziarnistych. Znacznej miąższości osady piaszczyste obserwowano także w spągu wypełnień międzyostrogowych na dolnym Renie. Budowa ostróg w 1850 r. zahamowała tam lateralny przyrost łąch korytowych i zainicjowała pionowy przyrost bardziej drobnoziarnistych osadów pozakorytowych (Hesselink i in. 2003). Dużej miąższości osady piaszczyste są rzadkie we współczesnych basenach międzyostrogowych w prostoliniowych odcinkach Odry jak w Oławie. Spotykane są

natomiast przy wewnętrznych brzegach zakoli, jak w Bytomiu Odrzańskim, jednak tam zalegają na znacznie odporniejszych na erozję osadach ilasto-pylastych. Również w spągu większości badanych profili we współczesnych wypełnieniach, na przykład w Krapkowicach, pojawiają się znacznej miąższości osady ilasto-pylaste. W niektórych miejscach są one przewarstwione utworami piaszczysto-pylastymi lub piaszczystymi jak w Nowej Soli lub Trestnie, jednak wtedy są przerośnięte roślinnością. To porównanie wskazuje, że w wyniku zawężenia koryta i wzrostu prędkości wody, może nie tak istotnego w czasie stanów średnich jak w czasie wezbrań, nastąpiło zmniejszenie przeciętnej średnicy ziaren oraz tempa przyrostu osadów we współczesnych basenach międzyostrogowych. Najwyraźniej więc, osady piaszczyste akumulowane w tych basenach są łatwo erodowane w czasie następnych wezbrań i dopiero akumulacja osadów drobnoziarnistych o większej kohezji oraz czas, sprzyjający utwaleniu jej roślinnością, pozwalają na ich trwałą stabilizację. Zachowaniu łatwo erodowanych osadów piaszczystych w XIX-wiecznym korycie większej szerokości sprzyjało także jego pogłębienie, o którym świadczą występujące w górnym i środkowym biegu żwiru tworzące łąchy (Koźle, Krapkowice) lub bruk korytowy (Krzyżanowice, Grzegorzowice), znajdujące się powyżej przeciętnego współczesnego położenia lustra wody. Na opisanych osadach znajdujących się w spągu większości profili akumulowane zostały następnie osady warstwowane na przemian jasnych piasków drobno- i bardzo drobnoziarnistych oraz ciemniejszych warstw pylasto-piaszczystych o dużo większej zawartości substancji organicznej. Takie osady są charakterystyczne dla odcinka Odry powyżej Oławy, w którym ilość ścieków między innymi z aglomeracji Górnego Śląska i Okręgu Ostrawskiego była duża.

Ostrogi zainicjowały więc poszerzanie równiny zalewowej, a tempo jej przyrastania było uzależnione od stopnia zawężenia koryta, jego spadku i ilości materiału transportowanego w danym odcinku przez rzekę. Taki rozwój równiny zalewowej różni się od najczęściej występującego naturalnego rozwoju równin wskutek lateralnej migracji koryta (Wolman, Leopold 1957, Nanson, Beach 1977, Howard 1992). Natomiast przyrost równiny zalewowej kosztem zawężania koryta rzeki, podobny do mającego miejsce w wyniku zabudowy ostrogami, został opisany dla kilku przypadków. Najbardziej podobny jest rozwój równiny zalewowej w korycie poszerzonym w czasie dużych rozmiarów powodzi na rzekach Powder oraz Cimarron w USA (Schumm, Lichty 1963, Moody i in. 1999). Warstwowane osady miąższości kilku-, kilkudziesięciu centymetrów przyrastają na akumulowanych w czasie tej powodzi łąkach piaszczysto-żwirowych. Tempo ich narastania dość szybko obniża się ze wzrostem wysokości; w ciągu niecałych 20 lat, częstość zalewania ich powierzchni zmniejszyła się z 0,16 roku do 1,3 roku. Podobnego efektu można oczekiwać w odcinku Odry koło Oławy tym bardziej, że przyrastaniu osadów towarzyszyło pogłębienie koryta. O ile jednak na rzece Powder powstającą równinę zalewową tworzą wąskie wydłużone jednostki stratygraficzne ciągnące się wzdłuż brzegów koryta aktywnego, w dolinie Odry wypełnione baseny tworzyły przed powtórą regulacją poziom aluwialny niższy od starszej równiny

zalewowej o szerokości przeważnie kilkudziesięciu do 100 m. Taki poziom jest dziś bardzo wyraźnie widoczny w uregulowanym odcinku Wisły pomiędzy Włocławkiem i Świeciem (Babiński 1992). Jego wysokość wynikająca z wypełnienia basenów międzyostrogowych jest około 2 m mniejsza niż równiny zalewowej. Poziom ten, przeciętnej szerokości około 400 m, osiąga wysokość około 1,8 m ponad poziomem wody we wciętych wskutek regulacji korycie Wisły. Inną znacznie częściej opisywaną przyczyną tworzenia wąskiego poziomu terasy zalewowej wzdłuż brzegów koryta (*bench*) jest zmniejszenie wahań przepływów wody wskutek budowy zbiornika wodnego. Trwałość takich form i ich przyrost pionowy jest uzależniony od stabilności lateralnej koryta, tempa ekspansji roślinności na nowo powstałą powierzchnię oraz kohezji budujących je aluwiiów (Allred, Schmidt 1999, Changxing i in. 1999).

Powstanie basenów międzyostrogowych umożliwiło w XIX i XX w. akumulację dużej miąższości osadów, w których przeciętne koncentracje metali przekraczają kilkakrotnie wartości naturalne. Maksymalne koncentracje metali w badanych osadach są nawet kilkudziesięciokrotnie wyższe od wartości tła geochemicznego. Zmieniają się one wraz z biegiem rzeki, a skala zmian każdego pierwiastka jest inna (ryc. 74). Najmniej z biegiem rzeki zmieniają się maksymalne koncentracje kadmu. Raczej zaskakującym faktem jest, że nie są one wyraźnie skorelowane z wystąpieniem największych źródeł emisji przemysłowych w górnym biegu Odry, ale występują w dolnym biegu i to znacznie poniżej LGOM, który także jest źródłem tego pierwiastka. Maksymalne koncentracje kadmu w całym biegu Odry oscylują wokół 10 mg/kg. Dużo wyraźniejszy jest wzrost maksymalnych koncentracji miedzi poniżej LGOM. Najwyższe koncentracje w tym odcinku wahają się pomiędzy 400 i 600 mg/kg i w porównaniu z wartościami spotykanymi w obszarach wydobywania polimetalicznych rud miedzi nie są wysokie (Macklin i in. 1994). W pozostałym górnym i środkowym odcinku Odry maksymalne koncentracje miedzi w osadach są mało zróżnicowane; wahają się one w granicach 100-150 mg/kg. Wbrew oczekiwaniom również koncentracje ołowiu nie są wyraźnie zróżnicowane z biegiem rzeki, chociaż w górnym biegu w Krzyżanowicach i Grzegorzowicach są one zdecydowanie najwyższe. Odcinek ten stanowi jednak mniej niż 5% długości rzeki to znaczy, że na przeważającej długości rzeki maksymalne koncentracje ołowiu wynoszą około 400-500 mg/kg. Bardziej zróżnicowane są koncentracje cynku, z których najwyższe, ponad 3500 mg/kg, występują w Krapkowicach w osadach o nietypowo wysokiej wartości SP spowodowanej dużą ilością miazgu węglowego. Maksymalne koncentracje tego pierwiastka zmniejszają się następnie z biegiem rzeki, w dolnym biegu nie sięgając nawet 1000 mg/kg.

Maksymalne koncentracje cynku, kadmu i ołowiu są stosunkowo słabo skorelowane z odległością od dużych źródeł zanieczyszczeń jak LGOM, GOP lub OKOP. Wydaje się, że jedną z przyczyn tego faktu może być postdepozycyjna migracja pierwiastków w osadach powodująca ich kumulację w niektórych warstwach. Mogą wskazywać na to na przykład maksymalne lub wysokie koncentracje metali w spągowej części licznych profili. Postdepozycyjna migracja może w pewnym, choć niewątpliwie bardzo

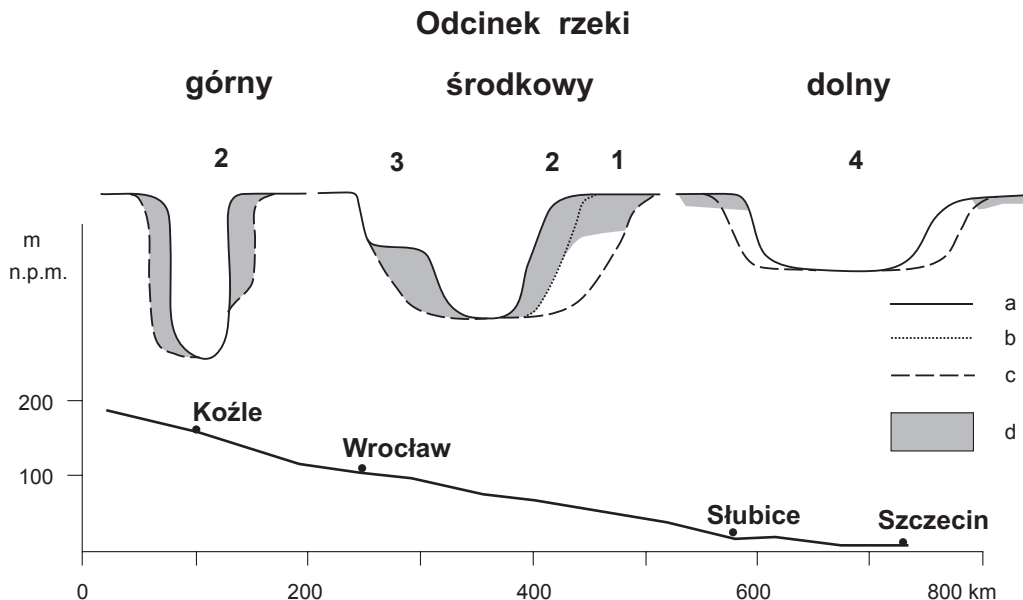
zmiennym i przez to trudnym do ustalenia zakresie, powodować zwiększenie miąższości zanieczyszczonej warstwy. Część warstwy osadów zanieczyszczonych metalami, o trudnej zresztą do określenia bez dokładniejszych badań miąższości, występuje także poniżej poziomu wody, do którego większość profili była pobierana.

Włączenie XIX-wiecznych wypełnień basenów międzyostrogowych w równinę zalewową wskutek ich nadbudowywania umożliwionego lub, co najmniej przyspieszonego wskutek powtórnej regulacji koryta na przełomie XIX i XX w., spowodowało odmienne rozmieszczenie tych osadów w porównaniu z obserwowanym wzdłuż koryt rzek nieuregulowanych. Zawężanie koryta wskutek kolejno następujących po sobie etapów rozbudowy ostróg spowodowało powstanie po obu brzegach rzeki stref o szerokości dochodzącej niemal do 100 m, w których miąższość osadów zanieczyszczonych może przekraczać 2 m. Przeprowadzone badania wskazują jednak, że zarówno miąższość tych osadów, jak i szerokość stref jest bardzo zmienna. Wydaje się, że szerokość stref, w których miąższość osadów zanieczyszczonych wynosi ponad 30 cm, powyżej Wrocławia oscyluje najczęściej w granicach kilkanaście-kilkadziesiąt metrów. W środkowym biegu rzeki poniżej Wrocławia szerokość ta waha się w granicach kilka-, kilkanaście metrów, a w dolnym biegu nie przekracza kilku metrów. W porównaniu z zanieczyszczonymi metalami osadami fluwialnymi w innych częściach Europy miąższość osadów zanieczyszczonych wynosząca powyżej 1,5 m, która występuje powyżej Wrocławia i w rejonie Ścinawy, jest znaczna. Osady zanieczyszczone o miąższości przekraczającej 1,5 m spotykane są zazwyczaj wzdłuż rzek niewielkich, odwadniających kopalnie rud polimetalicznych (Taylor 1996, Macklin i in. 1994, Swennen, Van der Sluys 1998). Przeważnie miąższość osadów zanieczyszczonych zmniejsza się jednak bardzo szybko na dystansie kilku-, kilkunastu kilometrów od źródła zanieczyszczeń (James 1989, Langedal 1997a, Miller 1997). Wysokie koncentracje metali na głębokości większej niż 1,5 m występują głównie w dolinach rzek mających kilkusetletnią lub dłuższą historię eksploatacji rud metali (Hindel i in. 1996, De Vos i in. 1996, Matschullat i in. 1997). Na większości jednak rzek, nawet w obszarach przez długi okres wykorzystywanych gospodarczo, zanieczyszczenie na głębokości przekraczającej 1,5 m jest rzadkie (Swennen i in. 1998). Występowanie znacznej miąższości osadów zanieczyszczonych w stosunkowo szerokiej strefie na długości kilkuset kilometrów jest więc najwyraźniej nietypowe.

W strefie wypełnień międzyostrogowych, w których zgromadzona jest dominująca część osadów zanieczyszczonych w międzywalu Odry można wyróżnić kilka typowych sytuacji, w których te osady się formują, schematycznie zaznaczonych na rycinie 75:

1. W odcinkach, w których depozycja osadów zanieczyszczonych była **poprzedzona pogłębianiem koryta**, masywne, niezanieczyszczone osady piaszczyste wypełniają znaczną część basenów międzyostrogowych, zalegając bezpośrednio na utworach korytowych. Takie osady są najlepiej widoczne w profilu OI.

2.a. W odcinkach, w których depozycja osadów zanieczyszczonych zachodziła **równoległe z wcinaniem się koryta** tworzą one wyraźnie warstwowane osady piaszczy-



Ryc. 75. Rozmieszczenie osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi w górnym, środkowym i dolnym biegu Odry; a. koryto współczesne, b. koryto w początku XX wieku, c. koryto w początku XIX wieku, d. osady zanieczyszczone metalami ciężkimi.

Fig. 75. Spatial distribution of heavy metal polluted sediments in the upper, middle and lower Odra River course; a. present river channel, b. river channel at the beginning of 20th century, c. river channel at the beginning of 19th century, d. heavy metal-polluted sediments.

ste przewarstwione bardziej drobnziarnistymi osadami o dużej zawartości substancji organicznej. Miąższość poszczególnych litofacji waha się od kilku do kilkudziesięciu centymetrów, najczęściej jednak wynosi kilkanaście centymetrów. Osady takie największą miąższość mają w górnym biegu Odry oraz w rejonie Oławy. Występują one stosunkowo blisko brzegu lub w odsłonięciach brzegowych i są najbardziej zanieczyszczone metalami. Są to osady zanieczyszczone „szybkiego przyrostu”. W Ścinawie występują także osady zanieczyszczone „szybkiego przyrostu”, wypełniające niemal całą szerokość współczesnych basenów międzyostrogowych. Różnią się one jednak znacznie mniejszym udziałem warstw piaszczystych niż w analogicznych osadach w górnym biegu Odry. Są to typowe luźne muły rzeczne przewarstwione nieregularnymi wkładkami piasku. W wypełnieniach starszych udział mułów jest jeszcze większy. Można powiedzieć, że osady te stanowią podtyp bardzo szybko przyrastających osadów silnie zanieczyszczonych. Osady te nadbudowują także niezanieczyszczone masywne osady piaszczyste.

2.b. W większej odległości od brzegu niż 20 m znacznie mniejsze tempo przyrostu powoduje, że warstwowanie osadów zanieczyszczonych jest niewidoczne. Nie następuje tutaj, z wyjątkiem zdarzeń ekstremalnych, akumulacja jasnych osadów piaszczy-

stych. W efekcie, zanieczyszczone osady pylasto-drobnopiaszczyste są bardzo ciemne, niemal czarne, o dużej zawartości substancji organicznej, przeważnie przekraczającej 15% i stanowią zazwyczaj warstwę stosunkowo małej miąższości. Osady te widoczne są już poza strefą wypełnień międzyostrogowych na przykład w profilu OII lub w jej bezpośrednim sąsiedztwie (KIV). Są to osady zanieczyszczone „wolnego przyrostu”.

3. W odcinkach, w których depozycja osadów zanieczyszczonych zachodziła **po wcięciu się koryta** w równinę zalewową, osady te budują powierzchnię aluwialną szerokości do kilkudziesięciu metrów. Powierzchnia ta jest ograniczona krawędzią równiny zalewowej o wysokości odzwierciedlającej wielkość wcięcia koryta. W Koźlu wynosi ona około 2 m (KK0, KKI). Osady zanieczyszczone tego poziomu, podobnie jak osady równiny zalewowej, mogą być nadbudowane wałami brzegowymi. Osady zanieczyszczone akumulowane po wcięciu koryta, w korycie pionowo ustabilizowanym lub na jego brzegach są zróżnicowane.

a) najmłodsze osady tworzą przy brzegach formy wąskich półek znacznej długości (*benches*). Zbudowane są one zarówno z osadów piaszczystych warstwowanych, mułów, jak i pyłów ilastych. Cechą odróżniającą je od niestabilnych łach korytowych jest obecność pokrywy roślinnej (Nowa Sól, Krapkowice).

b) w miejscach, w których długie ostrogi sprzyjały spokojnej sedymentacji, przyrost tych osadów był wolniejszy i dominował materiał frakcji pylastej z zawartością substancji organicznej ponad 15% (Trestno). Konsekwencją są znaczne koncentracje metali, przy jednocześnie małej miąższości tych osadów. Jeszcze wolniejszy był przyrost osadów w ujściu starorzeczy, w których akumulowały się najsilniej zanieczyszczone osady ilasto-pylaste (TIV).

4. Za oddzielny typ można uznać osady koryta stabilnego, wolno przyrastające i mało zanieczyszczone. Reprezentują je osady w Gozdowicach i Słubicach, a także w mniejszym stopniu w Urazie. Ich miąższość nie przekracza 30 cm. Zawartość substancji organicznej jest wysoka jedynie w pojedynczych, głównie powierzchniowych warstwach. Cechą charakterystyczną jest słabo widoczne warstwowanie lub jego brak. Nie tworzą one także form szybkiego przyrostu w postaci wałów brzegowych, cieni piaszczystych itp.

Miąższość osadów zanieczyszczonych występujących na współczesnej równinie zalewowej Odry jest w wielu miejscach sztucznie ograniczona wskutek wyrównywania brzegów podczas budowy ostróg i opasek, a także przy konstrukcji wałów, niezależnie od wymienionego typu, do jakiego zostały zaliczone.

Jakkolwiek równina zalewowa Odry jest obszarem tylko i wyłącznie pionowego przyrostu osadów, jednak zastosowanie istniejących modeli depozycji osadów, które pojawiają się ostatnio licznie w hydrologii w kontekście oceny retencji zanieczyszczeń, nie będą odzwierciedlały rzeczywistego rozmieszczenia ładunku metali. Modele, które są konstruowane na podstawie równań hydraulicznych (Stewart i in. 1998), jak i pomiarów przy użyciu pułapek sedymentacyjnych (Asselmann, Middelkoop 1995), przewidyują zgodnie najszybszy przyrost osadów w strefie przybrzeżnej oraz w zagłębieniach

w równinie zalewowej i jego zmniejszanie się wraz z odległością od brzegu (Moody, Troutman 2000, Siggers i in. 1999, Walling i in. 1999). Również na równinie zalewowej Odry, w dużym stopniu modyfikowanej przez człowieka, nie będą miały zastosowania modele pionowych i poziomych zmian średnicy ziaren, które mają bardzo istotne znaczenie dla oceny zróżnicowania ładunku zanieczyszczeń na równinie zalewowej (Lecce, Pavlovsky 2004). W dolinie Odry modele te mogą odzwierciedlać jedynie depozycję współczesną, która jak w większości profili pokazano, wcale nie powoduje akumulacji większej ilości zanieczyszczonych osadów niż kilkadziesiąt lat wcześniej. Współczesna, przeważnie wyrównana powierzchnia równiny zalewowej kryje miejsca o bardzo urozmaiconej historii budowy. Wśród nich wypełnione baseny międzyostrogowe stanowią niewątpliwie element budowy o największym i najbardziej zróżnicowanym ładunku metali ciężkich. Niemniej jednak, nie ma wątpliwości, że ładunek tych zanieczyszczeń zgromadzonych w bezpośrednim sąsiedztwie koryta Odry jest dużo większy, niż ładunek na równinach zalewowych innych rzek, którego rozmieszczenie opisują konstruowane modele hydrauliczne.

6. Odzwierciedlenie zmian zanieczyszczenia Odry metalami ciężkimi w jej aluwiach

Cechą charakterystyczną osadów fluwialnych jest ich nierównomierny przyrost nie tylko w zależności od odległości od brzegu rzeki, ale także w czasie kolejno po sobie następujących powodzi. Utrudnia ona wykorzystanie metali ciężkich do oceny tempa ich sedymentacji i odtworzenia zmian zanieczyszczenia. Cecha ta jest bardzo dobrze widoczna w wyraźnie warstwowanych osadach Odry, w których miąższość warstw różni się w skrajnych wypadkach nawet o kilkadziesiąt centymetrów. Jest ona typowa dla osadów „szybkiego przyrostu” akumulowanych w odcinku powyżej Wrocławia.

Na dokładność zapisu w osadach zmian zanieczyszczenia rzeki metalami ma także wpływ postdepozycyjna migracja pierwiastków. Wpływ na dokładność zapisu zmian zanieczyszczenia rzeki metalami ma również zmiana tempa sedymentacji osadów fluwialnych wraz ze zwiększaniem się wysokości równiny nad poziom wody. Proces ten prowadzi do zmniejszenia częstości zatapiania równiny oraz zmniejszania miąższości deponowanych osadów. W stropowej części równin zalewowych przyrost osadów jest zatem wolniejszy i manifestuje się często drobniejszym warstwowaniem (Moody, Troutman 2000). Taka sytuacja jest widoczna na przykład w odległym od brzegu wypełnieniu starorzecza w Oławie, w którym około 1 m osadów akumulował się przez ponad 250 lat. Przeciętne tempo, jakie wynika z prostej wartości średniej arytmetycznej 4 mm/rok, niewątpliwie nie było stałe w tym okresie. Wskazuje na to miąższość zanieczyszczonej warstwy (około 25 cm), której czas akumulacji przez analogię do miąższości osadów zanieczyszczonych w sąsiednim profilu (OI) o przypuszczalnym wieku warstwy zanieczyszczonej około 100 lat, można określić na podobny, a średnie tempo akumulacji w tym okresie wynosiłoby około 2,5 mm/rok. Powyższe porównanie potwierdza przypuszczenie o zmniejszaniu się nawet przeciętnego tempa akumulacji z czasem. Na taką prawidłowość wskazują również zmiany koncentracji metali w zanieczyszczonych osadach Małej Panwi (Ciszewski, Malik 2004). Mimo więc na przykład dość dobrze znanej daty akumulacji poziomu, w którym koncentracje metali zmieniają się w profilach w Koźlu, około 1900 roku, określenie przeciętnego tempa depozycji nie wydaje się sensowne. Morfologia równiny zalewowej wskazuje, że tempo przyrostu osadów w profilu w Koźlu położonym w zagłębieniu (KKI) zmieniało się wraz ze wzrostem oddzielającego go wału piaszczystego (KK0). Jego wzrost z czasem co raz bardziej utrudniał dostawę osadów piaszczystych i wymuszając stagnację wody ułatwiał depozycję drobnoziarnistej zawiesiny. Z kolei w profilu bardziej oddalonym od brzegu (KKII) miąższość warstwy zanieczyszczonej jest niewielka, a maksimum koncentracji miedzi i cynku występuje przy samej powierzchni. Natomiast w profilach z poziomu niższego KK0 i KKI, w których ma miejsce przyrost osadów, występuje ono na głębokości kilkudziesięciu centymetrów. Na tej podstawie można przypuszczać, że akumulacja osadów w profilu KK0 współcześnie praktycznie nie zachodzi.

Tłumaczy to zarówno większa odległość od rzeki jak i, przede wszystkim, znacznie większa wysokość nad poziom wody.

Wielkość depozycji osadów najwyraźniej zmieniała się w większości profili zlokalizowanych powyżej Wrocławia. Mimo występowania więc poziomów o znanej, przynajmniej w przybliżeniu, dacie powstania nie obliczano przeciętnych wartości tempa depozycji ponieważ znacząco odbiegałoby ono od wartości rzeczywistej. Jakkolwiek, trzeba dodać, że metale ciężkie były już wcześniej wykorzystywane do określenia tempa akumulacji osadów różnej wielkości bez założenia o równomiernym ich przyroście (Rumsby 2000). W tym wypadku jednak nie korelowano zmian koncentracji metali z konkretnymi datami. Natomiast założenie takie zastosowano do datowanych metalami ciężkimi osadów dolnego Renu. Stabilizacja koryta w tym odcinku rzeki w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat, uzasadniała przyjęcie założenia o stałym tempie sedymentacji i obliczenie jego zróżnicowania na równinie zalewowej dzięki charakterystycznym pikom koncentracji metali ciężkich, obserwowanym w wielu profilach pionowych osadów (Middelkoop 2002). Podobny zabieg wykonano także na równinie zalewowej w Bytomiu Odrzańskim. W profilu BI (ryc. 53) osady miąższości 52 cm są rytmicznie warstwowane, sugerując stosunkowo równomierny ich przyrost po 1968 r., w którym powierzchnia równiny została zrównana spychaczem (Ciszewski 2003). Również stosunkowo mała wysokość równiny zalewowej oraz bliskość lustra wody sugeruje możliwość corocznej depozycji osadów. Wobec tego średnie tempo depozycji pomiędzy 1968 i 1999 rokiem (data poboru prób w tym profilu) wynoszące 1,7 cm/rok może stosunkowo dobrze odzwierciedlać tempo rzeczywistego przyrostu osadów. Należy jednak zauważyć, że jedyna bardziej gruboziarnista warstwa osadów miąższości 9 cm, którą zidentyfikowano jako akumulowaną w czasie ekstremalnej powodzi w 1997 r. może powodować zawyżenie obliczonego tempa nawet o około 20% (jest to udział procentowy tej warstwy w całości osadów akumulowanych po 1968 r. w tym profilu). Na tej podstawie obliczono, że warstwa osadów o maksymalnej koncentracji miedzi i ołowiu występująca na głębokości 37 cm akumulowała się pomiędzy 1975 i 1985 rokiem. Najprawdopodobniej oszacowana data z dokładnością ± 5 lat przypada na środek tego okresu. Można więc ocenić, że błąd oszacowania wynosi 25% ponieważ 5 lat stanowi $\frac{1}{4}$ okresu 20 lat w tył od czasu poboru prób. Obliczona data dobrze zgadza się istniejącymi danymi o spadku emisji tych metali na obszarze LGOM po 1980 r. Analogiczny pik koncentracji ołowiu i miedzi na wyższym poziomie równiny zalewowej w Brzegu Dolnym (BII) pozwala oszacować, że tempo akumulacji jest tam przeciętnie około 6 razy wolniejsze niż w niższym poziomie równiny.

W profilu BI, a także w licznych profilach położonych w Bytomiu Odrzańskim blisko brzegu rzeki o stosunkowo szybkim tempie przyrostu osadów (Ciszewski 2003), widoczne jest maksimum koncentracji cynku występujące przeważnie kilka centymetrów powyżej maksimum ołowiu i miedzi. Regularność występowania tego piku oraz jego położenia względem innych pierwiastków pozwalają na przypuszczenie, że nie jest to przypadek lub wynik postdepozycyjnej migracji cynku. Najwyraźniej więc

odzwierciedla on rzeczywiste maksymalne zanieczyszczenie Odry w tym odcinku w drugiej połowie lat 80., jak wynika z miąższości warstwy osadów pomiędzy pikami cynku i miedzi oraz z obliczonego tempa ich przyrostu. Występujący następnie systematyczny spadek koncentracji cynku koreluje się bardzo wyraźnie ze zmniejszaniem się ilości ścieków zrzucanych do wód powierzchniowych w zlewni górnej i środkowej Odry zapoczątkowanym w 1987 r. Od tego roku spadek ten wyniósł 40% i jest związany z racjonalizacją zużycia wody, a także początkowo z upadkiem wielu zakładów przemysłowych. W ostatnich latach niewątpliwie duże znaczenie ma rozbudowa miejskich oczyszczalni ścieków m.in. we Wrocławiu (2002 r.). Cynk jest jednym z najbardziej wszechdobrych pierwiastków i występuje w podniesionej zawartości w rzekach i osadach zanieczyszczonych zarówno ściekami przemysłowymi jak i komunalnymi (Bubb, Lester 1991, Kabata-Pendias, Pendias 1993). Ponadto znaczna część, około 50%, tego pierwiastka pochodzi ze źródeł powierzchniowych, głównie wskutek działalności rolniczej prowadzonej na dużym obszarze zlewni (Przewłocki i in. 1992). Cynk jest pierwiastkiem łatwo rozpuszczalnym i znaczna część jego ładunku może być transportowana w roztworze (Förstner, Wittman 1983). Badania osadów dennych Odry sugerują także, że cynk migruje na dłuższy dystans od źródeł zanieczyszczeń, niż miedź lub ołów (Helios-Rybicka, Strzebońska 1999). Dlatego też koncentracje cynku w osadach mogą odzwierciedlać zanieczyszczenie tym pierwiastkiem występujące na stosunkowo dużym obszarze zlewni. Ten fakt może potwierdzać występowanie stosunkowo mało zróżnicowanych koncentracji cynku w osadach korytowych (Bojakowska, Sokołowska 1998b) oraz w badanych osadach pozakorytowych.

Oprócz Bytomia Odrzańskiego, równocześnie lub niemal równocześnie występujące i bardzo wyraźne piki miedzi i ołowiu widoczne są w profilach SII i SIII z równiny zalewowej w Słubicach. Wiek tego pikę przez analogię do osadów w Bytomiu Odrzańskim można określić na około 1980 r. Jednorodność osadów w profilach SII i SIII pozwala na określenie przeciętnego tempa przyrostu osadów, które najwyraźniej nie zmienia się istotnie w ciągu 23 lat (okres do momentu poboru prób) i waha się w granicach 0,3-0,4 cm/rok. Biorąc pod uwagę miąższość warstwy zanieczyszczonej w obydwóch profilach (odpowiednio 18 i 28 cm) otrzymujemy bardzo zbliżony okres początku depozycji osadów przypadający na około roku 1930. Czas ten jest zbliżony z datą wykonania ostatnich prac regulacyjnych w tym odcinku, a więc potwierdza stałość tempa depozycji osadów w tym okresie. W profilu z wypełnienia basenu międzyostrogowego w Słubicach, rokowi 1980 wydaje się odpowiadać maksimum na głębokości 10 cm, ponieważ w osadach młodszych obserwuje się stały spadek koncentracji tych pierwiastków (ryc. 63, 64). Wiek warstwy na tej głębokości nie jest jednak jednoznaczny ze względu na dużą zmienność koncentracji miedzi i ołowiu związaną z warstwowaniem osadów. Wyraźnie, równoczesne maksimum koncentracji ołowiu i miedzi widoczne jest natomiast w osadach wypełnienia międzyostrogowego w Gozdowicach na głębokości 14 cm. Jego głębokość wskazuje, że tempo akumulacji zbliżone do maksymalnego w tym odcinku wynosi około 0,6 cm/rok. Jego ekstrapolowanie wstecz,

jakkolwiek obarczone ryzykiem spowodowanym możliwością zmienności rzeczywistej depozycji, wskazuje, że wzrost zanieczyszczenia Odry w tym odcinku wszystkimi pierwiastkami nastąpił co najmniej od końca lat 30. XX w. Znaczne zwiększenie zanieczyszczenia akumulowanych osadów metalami miało miejsce od początku lat 60. i jest uwidocznione w relatywnie większym wzroście koncentracji m.in. kadmu i miedzi na głębokości około 25 cm. Wzrost zanieczyszczenia osadów w podobnym okresie pokazują także badania przeprowadzone w Zalewie Szczecińskim (Protasowicki i in. 1994, Callaway i in. 1998). Badania te pokazują jednak nieco późniejsze rozpoczęcie spadku zanieczyszczenia akumulowanych osadów przypadające na mniej więcej połowę lat 80. Różnica wynika najprawdopodobniej z bardzo niewielkiego tempa depozycji na Wyspie Karsiborskiej (północna część zalewu) oraz małej gęstości poboru prób, a w rezultacie rozdzielczości niewystarczającej dla dokładniejszej oceny (Callaway i in. 1998). Wyniki te potwierdza także zmniejszanie się ładunku metali ciężkich transportowanych w dolnym biegu Odry od końca lat 80. (Niemiryż 1999).

W drugim profilu w Gozdowicach, jedynie koncentracje ołowiu pokazują niewielkie maksimum, które jednak nie jest skorelowane z wysoką koncentracją miedzi. Co więcej, koncentracje miedzi są bardzo podobne w całym profilu. Trudno jest więc przypisać konkretną datę tym osadom, tym bardziej, że koncentracje miedzi i ołowiu są dużo niższe niż w profilu GOI. Bez wątpienia jednak są to osady akumulowane współcześnie, jednak zmiany zanieczyszczenia rzeki nie są w nich odzwierciedlone głównie ze względu na duże oddalenie od aktywnego koryta Odry.

Ogólnie więc, duże źródło zanieczyszczenia rzeki metalami ciężkimi, jakim jest LGOM, bardzo wyraźne zmiany wielkości zrzucanego ładunku metali w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat oraz stosunkowo umiarkowane i równomierne tempo sedymentacji umożliwiają datowanie osadów fluwialnych akumulowanych w większości badanych profili w dolnym oraz środkowym biegu Odry poniżej ujścia Kaczawy. Określenie wieku tych osadów umożliwia poznanie względnych zmian ładunku metali ciężkich transportowanych z osadami w tym czasie i w tym odcinku. Jak pokazują przedstawione wcześniej przykłady dla innych rzek Europy, różnice koncentracji metali w takich osadach mogą odzwierciedlać zmiany nie tylko części transportowanego ładunku metali związanego z osadami, ale nawet całego ładunku włącznie z częścią metali rozpuszczonych w wodzie, jeżeli jego udział jest mniej więcej stały na przestrzeni lat. Taki związek może być widoczny na dużych rzekach zanieczyszczonych przez liczne źródła zarówno punktowe jak i obszarowe (Winkels i in. 1998, Vink i in. 1999). Natomiast wartości koncentracji metali zarówno w osadach pozakorytowych, jak i w znacznie bardziej sprzyjających do datowania osadach estuariów, nie mogą być przypisane konkretnym wartościom transportowanego ładunku tych pierwiastków, ale pokazują głównie tendencję lub mówiąc inaczej kierunek zmian zanieczyszczenia rzeki.

Znacznie trudniejsze jest odtworzenie zmian zanieczyszczenia Odry w górnym i środkowym jej biegu powyżej Wrocławia. Główną przyczyną jest brak jednego do-

minującego źródła zanieczyszczeń. W jego miejsce występują liczne źródła o bardzo różnorodnej wielkości i o zróżnicowanej historii działalności. Ponadto rekonstrukcję utrudnia brak zapisu ładunku metali ciężkich zrzucanych wraz ze ściekami. W takiej sytuacji zapis zmian zanieczyszczenia rzeki w badanych osadach fluwialnych można wiązać jedynie ze zmianami wielkości produkcji przemysłowej lub techniki oczyszczania ścieków. Niewątpliwie najistotniejszym czynnikiem powodującym zmiany ilości oraz zanieczyszczenia ścieków przemysłowych był wzrost produkcji węgla zarówno na obszarze Górnego Śląska, jak i w OKOP, ponieważ rozwój wydobywania węgla generował rozwój hutnictwa oraz przemysłu ciężkiego. Rozwojowi temu, najbardziej dynamicznemu w latach 1870-1914, towarzyszył także rozwój miast i związany z nim wzrost ilości ścieków zrzucanych w tym czasie do wód powierzchniowych. Wydaje się, że okres ten kończyć może powszechna w latach 20. XX w. budowa oczyszczalni ścieków w większości miast w najbardziej uprzemysłowionej części zlewni Odry. Również znaczącego zanieczyszczenia rzeki Odry metalami ciężkimi można oczekiwać w latach przyspieszonej industrializacji po II wojnie światowej. Jak wynika z przeprowadzonego na wstępie przeglądu znaczące zanieczyszczenie rzeki metalami ciężkimi mogło utrzymywać się aż do końca lat 80. XX w.

Wpływ ścieków z kopalń węgla najwyraźniej zaznaczył się w profilach zlokalizowanych pomiędzy Krzyżanowicami i Krapkowicami. Wskazuje na to obecność, przynajmniej w niektórych warstwach, okruchów miazgi węglowej, który tłumaczy niewielką stosunkowo odległość od kopalń węgla. Określenie wieku tych osadów może ułatwić analiza zmian aktywności ^{137}Cs w profilach w Krzyżanowicach. W obu profilach warstwa o stosunkowo dużej aktywności cezu występuje na powierzchni i ma miąższość około 40 cm (ryc. 6). Jednak mała ilość prób z tej warstwy nie pozwala na dokładne datowanie osadów przez korelację wyraźnego pików aktywności tego pierwiastka z powszechnie występującym w osadach półkuli północnej maksimum aktywności spowodowanym największym natężeniem prób nuklearnych w roku 1964 (Pennington i in. 1976). Około 60 cm poniżej, w obydwóch profilach widoczny jest drugi, mniejszy pik aktywności cezu. Takie zróżnicowanie aktywności jest odmienne od powszechnie spotykanego w osadach, jednego pików następującego po szybkim wzroście zapoczątkowanym w 1954 r. (Walling, Bradley 1989). Niewątpliwie, dolny pik cezu jest skutkiem postdepozycyjnej migracji tego pierwiastka, ponieważ jak wskazuje przebieg warstw w wykopie pomiędzy obu profilami występuje on nie w tej samej, ale w różnych warstwach o dużej zawartości frakcji pylastej i substancji organicznej. Najwyraźniej część tego pierwiastka migrowała w głąb profilu wraz z wodami powodziowymi, które co najmniej raz w roku zalewają przybrzeżną część równiny zalewowej (ryc. 5). Jego migracja dzięki zalewom wody jest więc wielokrotnie przyspieszona w stosunku do migracji na brzegach niezalewanych, powodowaną tylko przez wody opadowe. Podobny zasięg migracji cezu w głąb profilu został także zaobserwowany w osadach pozakorytowych rzeki Sawy (Pavlovic i in. 2005). Jakkolwiek więc, postdepozycyjna migracja cezu zniekształciła pierwotne zróżnicowanie jego aktywności

wskazuje ono, że w obu profilach z Krzyżanowic, powierzchniowa warstwa osadów miąższości około 40 cm akumulowana została po rozpoczęciu prób nuklearnych w latach 50., a więc w ciągu ostatnich 50 lat. Pozwala to stwierdzić, że pik koncentracji metali na głębokości około 1,2 m w profilu KRII (ryc. 7, 8) występuje w osadach akumulowanych wcześniej. Wysokie koncentracje metali oraz głębokość ich występowania mogą sugerować czas akumulacji warstwy zanieczyszczonej na przełom XIX i XX w., co byłoby także zgodne z okresem gwałtownej industrializacji na terenie zlewni.

Zmiany miąższości zanieczyszczonej warstwy osadów w Krzyżanowicach powyżej znajdującego się na głębokości około 2 m bruku korytowego, sugerują bardzo zmienne tempo akumulacji tych osadów. Jeżeli założymy, co jest najbardziej prawdopodobne, że bruk korytowy powstał w krótkim czasie po utworzeniu przekopu, jego wiek nie będzie starszy niż około roku 1870. Następujące z czasem pogłębianie koryta powodowało raczej dość szybką akumulację osadów przy brzegach rzeki. Uwzględniając również erozję deponowanych i początkowo nieustabilizowanych osadów, można przyjąć początek akumulacji nie później niż na lata 80. XX w. W czasie więc około 70 lat mogło zostać akumulowanych nawet 3/4 osadów w tym profilu, a pozostała część w ciągu następnych 50 lat. Dość podobne zmiany natężenia procesów fluwialnych w czasie w Grzegorzowicach wydają się potwierdzać wysokie koncentracje miedzi, kadmu i cynku występujące, podobnie jak w KRII, w dolnej części profilu G0 (ryc. 11, 12). Zbliżony obraz zmian zanieczyszczenia rzeki wyłania się także z analizy zmian koncentracji metali w profilach w Koźlu, jakkolwiek różny jest nieco dla poszczególnych pierwiastków. W profilach KK0 i KKI maksymalne koncentracje przypadają około roku 1900 i zmniejszają się systematycznie ku stropowi. Maksimum koncentracji ołowiu przypada z kolei na okres nieco późniejszy, prawdopodobnie jednak nie więcej niż 20-30 lat, biorąc pod uwagę zmniejszanie się z czasem tempa akumulacji osadów w profilu KKI i KKII. Również spadek koncentracji kadmu, a także miedzi ku stropowi osadów akumulowanych w profilach KK 0, I i III (ryc. 16, 17), sugeruje zmniejszanie się obciążenia Odry ładunkiem metali związanych z osadami na przestrzeni XX w.

W Krapkowicach podobna zmienność jest widoczna w profilu KIII, który z całą pewnością obejmuje osady akumulowane w II połowie XIX i na przestrzeni XX w. Ponieważ drugą regulację wykonano około 1895 r., osady w dolnej części tego profilu, ustabilizowane dzięki budowie opaski brzegowej musiały być akumulowane wcześniej. Charakterystyczny dla nich jest duży udział mialu węglowego, który gromadził się w przybrzeżnej części basenu międzyostrogowego, istniejącego od lat 40. XIX w. Wyraźnie, warunki panujące w tym basenie sprzyjały spokojnej sedymentacji potrzebnej dla trwałej depozycji lekkich i łatwo ulegających erozji okruchów węgla. W warstwie tych osadów, miąższości około 1 m, również występują bardzo wysokie koncentracje metali ciężkich niewątpliwie w pewnym stopniu odzwierciedlające znaczące zanieczyszczenie rzeki już pod koniec XIX w. Osady, zanieczyszczone metalami z udziałem mialu węglowego zapewne podobnego wieku, widoczne są także na

podobnym poziomie w profilu KIV (ryc. 22, 23). Akumulowały się one na starszych osadach przybrzeżnych pochodzących jeszcze z początku XIX w., bez wątplenia jeszcze przed rokiem 1840, kiedy wykonano I regulację rzeki. Różnice pomiędzy zanieczyszczeniem osadów z XIX w. jest bardzo wyraźna i wskazuje na duży i stosunkowo szybki wzrost zanieczyszczenia rzeki metalami w tym odcinku.

Koncentracje metali w profilach w najbardziej zanieczyszczonej warstwie osadów akumulowanej, jak wynika z ustaleń, na przelomie XIX i XX w., wyższe są w Krapkowicach niż w Koźlu. Biorąc pod uwagę, że Krapkowice znajdują się w większej odległości od głównych źródeł zanieczyszczeń, jasnym staje się wpływ lokalnych warunków sedimentacji sprzyjających akumulacji silnie zanieczyszczonych cząstek miazła węglowego. Najprawdopodobniej więc, znaczny udział miazła węglowego, akumulowanego w szerokich szybko zasypywanych XIX-wiecznych basenach międzyostrogowych, jest, dzięki jego stosunkowo dużej zdolności sorpcyjnej, przyczyną wysokich koncentracji głównie cynku, kadmu i ołowiu w tych osadach. Niewątpliwie rzeka pod koniec XIX w. transportować musiała duże ilości miazła węglowego i tam gdzie on występuje w zauważalnej ilości, koncentracje metali są wyższe w stosunku do akumulowanych w podobnym czasie osadów z niewielkim udziałem okruchów węgla.

Silnie zanieczyszczone osady występujące w Oławie w profilach VII i III były z pewnością akumulowane w XX w., po przeprowadzeniu regulacji w 1910 r. Osady te, wyraźnie warstwowe, podobne do obserwowanych w górnym biegu Odry, występują także w górnej części profilu OI. Granica przypada na głębokość, na której widoczne jest wyraźne maksimum cynku i ołowiu związane ze zrównaniem brzegu w czasie tej regulacji. Zmiany koncentracji tych pierwiastków są zbieżne z obrazem zmian uzyskanym w wyżej położonym odcinku, na który nakłada się oddziaływanie lokalnych źródeł zanieczyszczeń. Szybki wzrost koncentracji tych pierwiastków już poniżej tego poziomu jest więc w pewnym stopniu spowodowany zanieczyszczeniem rzeki przez hutę cynku w Oławie, rozbudowywaną w latach 80. XIX w., a także fabrykę minii ołowianej działającej w II połowie XIX i na początku XX w. Fabryka minii przestała istnieć przed II wojną światową, natomiast huta cynku, będąca największym producentem tlenku cynku w Polsce działa do dziś. Została ona podłączona do oczyszczalni ścieków około roku 1980. Jej eksploatacji towarzyszyła także duża emisja pyłów, widoczna w postaci białego nalotu na roślinach w promieniu setek metrów od zakładu, jeszcze na początku lat 80. Z pewnością więc huta była istotnym lokalnym źródłem zanieczyszczenia cynkiem wód Odry poniżej Oławy. Najprawdopodobniej skutkiem jej działalności jest wzrost koncentracji cynku w stropie profili VII, III i I (ryc. 31, 33). Różnią się one tym od zmian koncentracji tego metalu w profilach położonych w górę rzeki. Zmniejszanie się koncentracji cynku widoczne jest w kilkukilkunastocentymetrowej warstwie osadów, która akumulowała się w ciągu ostatnich najwyżej 15 lat. Zmianom zanieczyszczenia cynkiem towarzyszą zmiany koncentracji kadmu, który jest pierwiastkiem często występującym w minerałach cynku i jest wraz z nim emitowany. Ponieważ ołów pochodził z innego źródła, nieczynnego co najmniej

od połowy XX w., w osadach XX-wiecznych, zarówno szybko przyrastających (profile OVII i OIII) jak i wolno przyrastających (profile OII i OVIII), obserwuje się systematyczne zmniejszanie się jego koncentracji w kierunku powierzchni.

Analiza map wskazuje, że w Trestnie maksymalne koncentracje cynku i kadmu występujące w spągu większości profili, na głębokości kilkudziesięciu centymetrów, są związane z osadami akumulowanymi na początku XX w. Ocena ta, jakkolwiek zbieżna z czasem zanieczyszczenia tymi metalami osadów badanych w wyżej położonym odcinku, jest jednak bardzo przybliżona. Również ustalenie wieku osadów w Urazie nie jest jednoznaczne. Wskazówką może być kilkunastocentymetrowa miąższość powierzchniowej warstwy osadów, wyraźnie różniąca się od osadów zalegających poniżej. Można ją wiązać z radykalną zmianą warunków depozycji osadów jaka nastąpiła po wykonaniu progu w Brzegu Dolnym. Z ustalenia tego wynika, że pik koncentracji cynku i kadmu zaznaczył się w okresie ostatnich 50 lat.

Przedstawione wyniki sugerują, że maksymalne koncentracje cynku i kadmu w osadach wystąpiły znacznie wcześniej powyżej Wrocławia, prawdopodobnie nie później niż w I połowie XX w. Natomiast w Urazie, jak i w profilach położonych na obszarze LGOM, maksymalne koncentracje tych pierwiastków występują w osadach powstałych w drugiej połowie XX w., przeważnie w latach 80. Niewątpliwie więc, miasto Wrocław miało wpływ na zanieczyszczenie osadów Odry. Wyraża się on poprzez wzrost zanieczyszczenia spowodowany rozwojem miasta i zakładów przemysłowych na jego obszarze w okresie powojennym. Wpływ na ograniczenie długości drogi transportu zanieczyszczonych osadów w XIX w. u w górnej części zlewni mogły mieć także baseny międzyostrogowe, których powierzchnia i objętość były wtedy znacznie większe niż po II regulacji Odry na początku XX w. Baseny takie odgrywają istotną rolę jako pułapki sedymentacyjne w czasie średnich i niskich stanów wody i wpływają na skrócenie drogi transportu takich osadów (Hagner 2002). O ich istotnej roli jako trwałych pułapek sedymentacyjnych mogą świadczyć obserwowane w profilach znaczące koncentracje metali ciężkich.

* * *

Zmiany koncentracji metali ciężkich w badanych profilach aluwiiów sugerują, że wielkość ładunku tych metali związanych z osadami, transportowanych z biegiem Odry, zmniejsza się systematycznie w ciągu ostatnich kilkunastu lat. W dolnym biegu rzeki początek spadku ołowiu, miedzi i kadmu miał miejsce około roku 1980 i poprzedzał początek spadku cynku. Obraz ten jest zbieżny ze spadkiem wielkości ładunku tych pierwiastków obserwowanym od 1990 r. przy ujściu (Niemirycz 1999). Wielkość ładunku tych pierwiastków transportowana w górnym (Chałupki) i środkowym biegu (Wrocław) nie ulegała tak istotnym zmianom w tym okresie i była związana z wahaniami przepływów rzeki (ryc. 2). W tym samym jednak okresie w osadach dennych w zlewni górnej i środkowej Odry koncentracje metali uległy generalnemu zmniejszeniu. Świadczy o tym zmniejszenie mediany koncentracji tych pierwiastków (ryc. 2).

Różnica może wynikać ze zmieniającego się w tym okresie ładunku metali rozpuszczonych. Na przykład wraz ze zmniejszaniem się koncentracji metali w wodzie może następować spadek ich rozpuszczalności (Foster, Charlesworth 1996, Bordas, Bourg 2001). Mimo zapoczątkowanego spadku transportowanego ładunku kadmu, ołowiu, miedzi i cynku w dolnym biegu Odry, wielkość ta jeszcze w 1995 r. była wyższa nawet 2-3-krotnie niż ładunek transportowany Renem lub Łabą (Heininger, Pelzer 1998). Jednak spadek zanieczyszczenia Renu tymi metalami został zapoczątkowany już w latach 60. (Malle 1990, Zwolsman i in. 1996). Trend współczesnych zmian ładunku metali w Odrze jest zbieżny w czasie z obserwowanym na rzece Łabie i Dunaju (Heininger, Pelzer 1998, Schulte-Rentrop i in. 2005, Winkels i in. 1998). Zbieżny w czasie obraz zmian zanieczyszczenia Wisły daje także analiza jej osadów pozakorytowych akumulowanych w dolnym jej biegu (Zober, Magnuszewski 1998).

Zasadniczy wpływ na zmniejszenie się koncentracji miedzi i ołowiu w osadach akumulowanych w dolnym biegu ma ograniczenie ilości ścieków zrzucanych na obszarze LGOM. Należy także podejrzewać, że analogicznie jak w zlewni Łaby, zmniejszeniu emisji ołowiu ze źródeł punktowych w ostatnich latach towarzyszy wzrost udziału tego pierwiastka pochodzącego ze źródeł obszarowych (Schulte-Rentrop i in. 2005). Cynk i kadm w dużo większej części niż ołów i miedź są transportowane z górnego odcinka Odry, a ich udział w ładunku rozpuszczonym jest prawdopodobnie większy niż przed kilkunastu laty. Prawdopodobnie zanieczyszczenie rzeki metalami związanymi z osadami w jej górnym biegu było największe w początkach XX w. Główną przyczyną wydają się być zrzuty wód dołowych, zawierających mial węglowy.

7. Ocena mobilności i migracji metali ciężkich w aluwiach Odry

Metale ciężkie nie są trwale związane z osadami, ale w zależności od zmian warunków środowiska, w którym osady się znajdują oraz form w jakich te metale występują, mogą one ulegać rozpuszczaniu i przemieszczać się wraz z roztworami. Równocześnie, wraz z ich uwalnianiem do roztworu, metale stają się dostępne dla organizmów. Można wyróżnić główne czynniki umożliwiające w środowisku fluwialnym uwalnianie metali do roztworu. Najważniejszymi spośród nich jest zmiana odczynu pH, powodowana zazwyczaj w skali regionalnej przez kwaśne deszcze, a w skali lokalnej przez zrzuty zakwaszonych wód, najczęściej z kopalń. Drugą istotną przyczyną jest zmiana warunków redox, najczęściej stwarzająca problem wynikający ze wzmożonej mobilizacji metali, podczas utleniania osadów bagrowanych z pogłębianych szlaków wodnych. Metale ciężkie transportowane wraz z zawiesiną rzekami ulegają także mobilizacji w ich estuariach wraz ze wzrostem zasolenia wody. Mobilność metali w rzekach może być również zwiększona wskutek obecności naturalnych lub syntetycznych związków organicznych (Förstner, Salomons 1991). Spośród wymienionych czynników, pH i potencjał Eh w największym stopniu kontrolują zachowanie metali ciężkich w osadach. Liczne badania stwierdzają także zasadniczy wpływ wzajemnych proporcji materii organicznej, minerałów ilastych, węglanów, wodorotlenków żelaza i manganu oraz glinu na sorpcję metali z roztworów glebowych (Salomons 1995). Efektywność procesów sorpcji wpływająca na mobilność metali jest więc wypadkową szeregu zmiennych rozmaicie zachowujących się w różnych warunkach środowiska oraz właściwości chemicznych poszczególnych pierwiastków.

Badania piaszczystych i piaszczysto-pyłastych osadów o umiarkowanej zawartości materii organicznej, a więc podobnych do najczęściej występujących w badanych profilach, wskazują na wzrost mobilności metali ciężkich wraz ze spadkiem wartości pH. Wymywanie metali zwiększa się także wraz ze wzrostem ilości przepływającej przez takie osady wody. W konsekwencji wzrasta ich koncentracja w wodzie i w tkankach pobierających ją roślin (Prokop i in. 2003). Głównym czynnikiem wiążącym metale ciężkie w osadach piaszczystych, cechujących się niską pojemnością sorpcyjną, jest materia organiczna. Dlatego też pierwiastki takie jak kadm i cynk, stosunkowo łatwo rozpuszczalne, gromadzą się w największej koncentracji w poziomach glebowych o największej zawartości materii organicznej. W profilach, w których następuje wymywanie rozpuszczonej materii organicznej może ona gromadzić się w poziomie iluwalnym. Obserwuje się w nim także podwyższoną koncentrację kadmu. Procesowi szybkiej migracji kadmu sprzyja niskie pH (Wilkins, Loch 1997). Przy niskim pH (<5,5) sorpcja kadmu lub cynku przez wodorotlenki żelaza i manganu jest mniejsza niż przez materię organiczną. Jednak przy małej zawartości materii organicznej te wodorotlenki decydują o retencji kadmu, cynku, a także miedzi (Gong, Donahoe 1997). Natomiast w profilach o wyższej zawartości materii organicznej, miedź najłatwiej wiąże się z materią organiczną. Duża powierzchnia czynna niektórych minerałów ilastych jak illit lub mont-

moryllonit (Horowitz 1985, Helios-Rybicka 1986) powoduje, że nawet minimalna ich domieszka do czystego piasku kwarcowego znacząco zwiększa sorpcję kadmu. Sorpcja tego pierwiastka na powierzchniach minerałów ilastych i kwarcu zwiększa się także wraz ze zwiększaniem objętości przepływającej przez osady wody (Papini in. 2004). Z czasem materia organiczna ulega rozkładowi, który jest znacząco przyspieszany przy wyższych temperaturach. Wskutek tego następuje wzrost koncentracji rozpuszczonej materii organicznej i jej migracja w głąb profilu. W następstwie tego metale ciężkie są uwalniane i mogą przedostawać się do wód gruntowych lub ulegać akumulacji w warstwach o większej pojemności sorpcyjnej (Martinez i in. 2003). Wraz z upływem czasu od momentu depozycji zanieczyszczonych osadów można także obserwować stopniowe przechodzenie form występowania metali od bardziej do coraz mniej mobilnych. Efekt taki może być widoczny zarówno w okresie 20 lat jak i nawet w ciągu 1 roku. Związanie metali w siatce krystalicznej minerałów krzemianowych prowadzi do trwałego unieruchomienia pierwiastków i ich niedostępności dla organizmów roślinnych (Fengxiang, Banin 1997). Przeważnie jednak, przynajmniej okresowo, część metali zgromadzonych w powierzchniowej warstwie gleby ulega rozpuszczeniu i jest przyswajana przez rośliny. Gęsta pokrywa roślinna może oddziaływać na metale dwójako: powodując ich przyspieszoną mobilizację na przykład przez natlenienie gleby wokół korzeni lub też powodując ich unieruchomienie w poziomie próchnicznym, w którym konsumpcja tlenu powoduje wzrost potencjału redukcyjnego. Często także wokół korzeni tworzą się radialne wytrącenia wodorotlenków żelaza będące okresowo ośrodkami adsorpcji niektórych pierwiastków, np. cynku (Jacob, Otte 2003).

Zmiany potencjału redox mogą w osadach pozakorytowych zachodzić znacznie szybciej niż zmiany pH, ponieważ głównym czynnikiem kontrolującym ich częstość jest głębokość występowania i zakres wahań zwierciadła wód gruntowych. Głębokość, na której występują zmiany potencjału redox jest uzależniona od wysokości równiny zalewowej nad poziomem wody i związanej z nią miąższości strefy aeracji. Zmiana potencjału redox występuje najczęściej w pobliżu granicy oddzielającej wodę i osad, znaczącej przejście od warunków tlenowych do beztlenowych. W obszarach równin zalewowych sezonowo zalewanych wodą, porośniętych zwartą roślinnością, panują przeważnie warunki beztlenowe. Sprzyjają one tworzeniu się siarczków żelaza, cynku lub innych pierwiastków, z których większość wytrąca się wokół fragmentów korzeni lub obumarłych roślin. Wraz z obniżeniem zwierciadła wody następuje szybkie utlenianie tych minerałów manifestujące się w zwiększonej koncentracji metali w wodach porowych osadów. Przyczyną uwalniania metali do roztworu jest także szybka degradacja materii organicznej eksponowanej na warunki atmosferyczne w cieplej porze roku wskutek działalności mikroorganizmów (Van den Berg i in. 1998). Rozpuszczalność siarczków cynku, ołowiu, kadmu, miedzi i żelaza przy dostępie tlenu jest bardzo szybka. W warunkach laboratoryjnych jej czas może wynosić kilka godzin i poprzedza ona trwającą kilkanaście dni fazę readsorpcji uwolnionych do roztworu pierwiastków (Caille i in. 2003). Metale często występują w formie siarczków w głębiej położonych war-

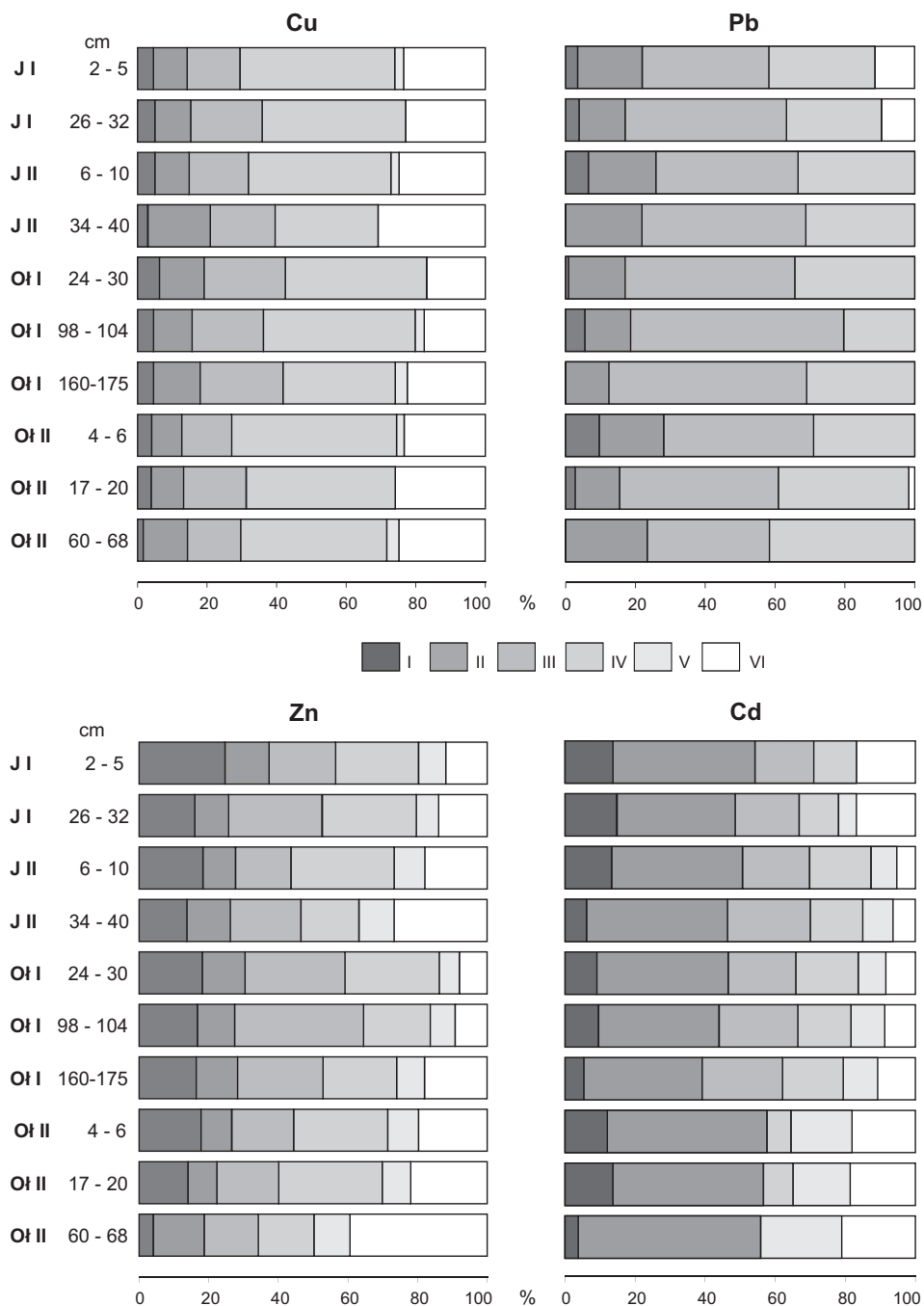
stwach osadów, w których dostęp tlenu jest silnie ograniczony lub spowodowany degradacją materii organicznej. Kadm, który należy do pierwiastków łatwo rozpuszczalnych, ulega szybkiemu uruchomieniu w sytuacji utlenienia tych osadów spowodowanego na przykład ich erozją. Konsekwencją jest migracja tego pierwiastka, który następnie może być readsorbowany w głębszych warstwach osadu na powszechnie obecnych wodorotlenkach żelaza lub także, przy sprzyjającym odczynie pH, wytrącać się jako minerał węglanowy (Altman, Bourg 1997).

Migracja pierwiastków może zachodzić nie tylko w profilu pionowym osadów lub gleb, ale także wskutek lateralnej infiltracji wód rzecznych w brzegi rzeczne. W czasie infiltracji, natlenione wody rzeczne transportujące rozpuszczone jony lub związki metali często napotykaają na niedotlenione warstwy osadów znajdujące się w zasięgu zwierciadła wody. Wskutek raptownej zmiany potencjału redox niektóre metale jak miedź, cynk, żelazo lub mangan ulegają szybkiej akumulacji w osadach na dystansie rzędu centymetrów, podczas gdy arsen, pierwiastek o odmiennych właściwościach chemicznych, jest w tym czasie uwalniany z osadów brzegowych (Schlieker i in. 2001). W niektórych obszarach równiny zalewowej zmiany procesów oksydacyjno-redukcyjnych, kontrolowane przez infiltrację natlenionych wód z koryta, mogą być widoczne nawet 3 km od brzegu rzeki (Massmann i in. 2004). Skutkiem tego w warstwie, w której występują wody gruntowe mają miejsce intensywne procesy rozpuszczania i ponownego wytrącania wodorotlenków żelaza i manganu. Towarzyszy im rozkład pirytu oraz obecność dużych ilości SO_4^{2-} oraz żelaza i manganu w wodach gruntowych. Analogiczne procesy utleniania i uwalniania metali związanych w powierzchniowej warstwie osadów mogą występować także w wodach wypełniających starorzecza (Griethuysen i in. 2005). Proces ten może powodować zanieczyszczenie wód gruntowych i znajdujących się w ich poziomie osadów w sytuacji, gdy zbiornik taki jest często zasilany zanieczyszczonymi osadami w czasie kolejnych powodzi.

Mobilność pierwiastków jest w znacznym stopniu uzależniona od form, w jakich one występują. Powszechnie stosowana jest ekstrakcja 5- lub 6-stopniowa pozwalająca na wyróżnienie form metali od najłatwiej do najtrudniej rozpuszczalnych (Calmano, Förstner 1983). Wyniki prowadzonych w ciągu 20 lat na całym świecie badań pokazują kilka prawidłowości występowania tych form. W naturalnych glebach piaszczystych do najłatwiej uruchamianych pierwiastków należą cynk i kadm, w najmniejszym stopniu związane z glinokrzemianami. Z kolei miedź jest najczęściej silnie związana z materią organiczną, podczas gdy ołów i nikiel są relatywnie znacznie mniej mobilne; przeważnie w około 60% są one związane z glinokrzemianami oraz w znacznym stopniu sorbowane przez wodorotlenki żelaza i manganu (Kabata-Pendias, Pendias 1993). Odmienne są formy występowania metali w osadach zanieczyszczonych. Ogólnie, im większe zanieczyszczenie osadów tym większa część metali występuje w stosunkowo niestabilnych formach chemicznych. Największa ich część występuje w formach łatwo redukowalnych, a więc związanych z wodorotlenkami żelaza i manganu (Helios-Rybicka 1986). Równocześnie, wraz ze wzrostem całkowitej koncentracji metali następu-

je zmniejszenie udziału metali związanych z glinokrzemianami. Zazwyczaj także ilość metali z wyjątkiem kadmu jest na pozycjach jonowymiennych niska (Calmano, Förstner 1983). Sytuacja taka jest bardzo często spotykana w osadach korytowych. Natomiast w osadach terasowych te same pierwiastki występują w formach mniej mobilnych. Charakterystyczną cechą jest także łatwiejsza mobilizacja cynku i kadmu niż miedzi i ołowiu (Helios-Rybicka 1986). Wraz ze zmianą warunków zewnętrznych również formy, w których pierwiastki są związane ulegają zmianie. Wskutek utleniania osadów występujących w warunkach beztlenowych, metale ciężkie, które w większości były związane z siarczkami i materią organiczną w osadach eksponowanych w warunkach atmosferycznych były związane głównie z węglanami oraz wodorotlenkami żelaza i manganu (Helios-Rybicka i in. 1997). Utlenienie osadów zanieczyszczonych zwiększa mobilność większości metali, głównie miedzi, cynku i ołowiu (Lacal i in. 2003). Procesy wietrzenia hałd górniczych powodują lokalnie uwalnianie metali ciężkich i ich przedostawanie się do wód gruntowych i powierzchniowych (Hudson-Edwards 2003).

Specjację metali ciężkich w badanych osadach przeprowadzono w próbkach pobranych z poziomów różnej głębokości profili zlokalizowanych w Oławie (I i II) oraz w Jelczu (I i II). Intencją było stwierdzenie różnic pomiędzy warstwami osadów zanieczyszczonych w różnym stopniu i deponowanych w różnym czasie. Próbkę warstwy zanieczyszczonej pobrano z jej przypowierzchniowej i dolnej części, natomiast w Oławie z profilu II pobrano dodatkowo warstwę z jej części środkowej. Najniższa próbka z profilu II w Oławie odzwierciedla osady z epoki preindustrialnej – niezanieczyszczone, a pozostałe próbki – górną i dolną część warstwy zanieczyszczonej. Stosunkowo największa jest ilość cynku na pozycjach jonowymiennych. We wszystkich próbkach wynosi ona przeciętnie kilkanaście % i jest znacząco niższa w niezanieczyszczonej warstwie w profilu OII (ryc. 31). W tej samej próbce natomiast zawartość cynku związanego z krzemianami wynosi około 40% (ryc. 76). W profilu tym, a także w pozostałych, wyraźnie udział tego pierwiastka związanego z krzemianami jest niższy w próbkach położonych głębiej, niż blisko powierzchni. Ponadto, przeważająca część cynku jest związana z tlenkami i wodorotlenkami żelaza i manganu (stopień III i IV), a jej udział waha się od 30 do 50%. W większości profili (z wyjątkiem II) udział tych tlenków zmniejsza się ze wzrostem głębokości. W porównaniu z cynkiem znacznie mniejsza część kadmu jest związana z tymi tlenkami. Natomiast wielokrotnie większy, bo przekraczający nawet 50% jest udział kadmu związanego z węglanami, a wraz z frakcją jonowymienną waha się on w granicach 40-60%. Świadczy to o dużej mobilności tego pierwiastka zarówno w osadach przypowierzchniowych jak i znajdujących się na znacznie większej głębokości, niezależnie od jego koncentracji. Również nieco słabiej widoczna niż dla cynku, jest prawidłowość większego udziału kadmu we frakcji rezydualnej i mniejszego we frakcji jonowymiennej na większych głębokościach niż w stropie profili. Specjacja miedzi jest bardziej zbliżona do specjacji cynku niż kadmu. Porównywalna, nigdzie nie przekraczająca 20%, jest obecność tego pierwiastka we frakcjach łatwo mobilnych (jonowymiennej i węglanowej). Również duży, w granicach 40-60% jest udział mie-



Ryc. 76. Specjacja cynku, kadmu, ołowiu i miedzi we frakcji <63 μm osadów Odry w Oławie. Fazy: I. jonowymienna, II. węglanowa, III. łatwo redukowalna, IV. umiarkowanie redukowalna, V. organiczno-siarczkowa, VI. rezydualna.

Fig. 76. Speciation of zink, cadmium, lead and copper in the <63 μm fraction of Odra sediments at Oława. Phases: I. exchangeable, II. carbonates, III. easily reducible, III. moderately reducible, V. organic-sulphidic, VI. residual.

dzi we frakcjach umiarkowanie i średnio redukowalnych. Natomiast zawartość miedzi związanej z glinokrzemianami jest największa ze wszystkich pierwiastków, przeważnie w granicach 20-30%. Odmienna od pozostałych metali jest specjacja ołowiu. Cechą charakterystyczną jest dominujący udział ołowiu we frakcjach umiarkowanie i średnio redukowalnych, sięgający przeciętnie 80% oraz około 20% udział tego pierwiastka we frakcjach łatwo mobilnych – jonowymiennej i węglanowej. Specjacja badanych czterech pierwiastków wskazuje, że z osadów zdecydowanie najłatwiej uruchamiany jest kadm, a w mniejszym stopniu cynk. Niemal całkowity brak ołowiu we frakcji rezydualnej sugeruje, że pochodzi on głównie ze źródeł antropogenicznych, w przeciwieństwie do miedzi, która w znacznie większej części jest pochodzenia naturalnego (Helios-Rybicka 1986). Zatem w badanych osadach większa część ołowiu może być stosunkowo łatwiej uruchamiana niż z osadów korytowych Odry, w których duża jego część jest związana z siarczkami lub residuum (Bojakowska, Sokołowska 1992, Głosińska i in. 2005). Mobilność ołowiu, a także cynku w badanych profilach jest mniejsza niż w większości świeżych osadów powodziowych deponowanych w górnym i środkowym biegu Odry. Porównywalna natomiast jest mobilność miedzi, z wyjątkiem osadów powodziowych akumulowanych na obszarze LGOM (Helios-Rybicka, Strzebońska 1999).

Zachowanie większości metali ciężkich w osadach zgromadzonych w różnych warunkach środowiska zostało stosunkowo dobrze poznane. Również badania laboratoryjne specjacji metali pozwalają na ocenę potencjalnej mobilności tych pierwiastków. Natomiast wciąż jest bardzo trudne określanie rzeczywistej migracji metali zarówno w poszczególnych profilach, a tym bardziej w skali większych powierzchni. Przyczyną jest nie tylko duża ilość czynników wpływających na mobilność pierwiastków ale także, jak wcześniej wspomniano, wolne zazwyczaj tempo migracji metali. Wielkość rzeczywistej migracji pierwiastków daje więc jedynie analiza różnic koncentracji w pionowych profilach osadów o znanym i stosunkowo długim okresie depozycji. Jednym z rzadkich przykładów takich badań jest analiza zawartości metali w osadach, na których składowane były hałdy hutnicze już od czasów rzymskich (Maskall i in. 1996). Wskazują one, że w wyniku ługowania przez wody opadowe jedynie niewielka część stanowiąca około 1% zgromadzonego na hałdzie ołowiu migrowała w głąb profilu. Tempo migracji było wyraźnie szybsze w piaskowcach, około 0,7 cm/rok, niż w wapieniach, około 0,5 cm/rok i w ilach, około 0,1-0,2 cm/rok. Jakkolwiek podniesione koncentracje ołowiu wystąpiły na głębokości nawet 7-9 m, jednak znaczące były tylko w warstwie miąższości 0,5 m. Migracja metali może być jednak zauważalna w znacznie krótszym czasie. Ocenia się, że w czasie 50 lat z warstwy powierzchniowej gleby do niżej leżącego horyzontu A zostało wymyte 50% ołowiu. Jednak w wartościach bezwzględnych była to wartość niewielka, rzędu kilkunastu mg/kg (Zhang 2003). Oczywiście jest więc, że przy większej mobilności kadmu i cynku tempo migracji tych pierwiastków jest większe, a skutkiem jest odmienne w stosunku do oryginalnego, zróżnicowanie koncentracji w profilu pionowym. Wskazuje się również, że dla oceny rzeczywistego tempa migracji konieczne jest uwzględnienie nie tylko wielkości uzyskiwanych dzięki chemicznej

ekstrakcji, ale także takich zjawisk jak dyfuzja oraz rola procesów hydrodynamicznych, szczególnie mających miejsce na obszarach zalewanych (Tack i in. 1999). Zatem oprócz analizy specjacji metali ciężkich, obserwacja zróżnicowania ich koncentracji w profilach pionowych może wskazać na pierwiastki oraz poziomy, w których mogły one się akumulować. Przykładem są osady rzeki Knabeana w Norwegii zanieczyszczone przez kopalnie molibdenu. W warstwie „górnicyj” stwierdzono ubytek miedzi względem molibdenu. Pierwiastek ten natomiast, pojawił się w postaci pików koncentracji w warstwie osadów znajdujących się bezpośrednio poniżej (Langedal 1997b). Również w badaniach osadów pozakorytowych w Belgii analiza różnic koncentracji żelaza, manganu i kadmu pozwoliła na zidentyfikowanie objawów migracji tych pierwiastków związanej z wahaniami poziomu wód gruntowych (Swennen i in. 1998). Także wysokie koncentracje ołowiu w dolnej części profilu w południowej Szwecji interpretowano jako będące skutkiem jego postsedymentacyjnej migracji. Badania takie wymagają jednak szczegółowego poboru próbek (Bølviken i in. 2004).

Materiału do tego typu analiz dostarczają badane profile. Porównanie względnego wieku osadów znanego dzięki analizie map lub wybranych poziomów w profilach stwarzają dodatkowo możliwość porównania głębokości występowania charakterystycznych koncentracji metali ciężkich i umożliwiają stwierdzenie ewentualnych niezgodności. Nie wszędzie oczywiście jest to możliwe, gdyż przeważnie postdepozycyjne zmiany koncentracji metali w poszczególnych poziomach są na tyle niewielkie, że nie zaburzają w sposób wyraźnie widoczny prawidłowości zmienności koncentracji w sąsiadujących ze sobą profilach osadów akumulowanych w podobnym czasie. Jedne z najbardziej charakterystycznych pików w badanych profilach tworzą koncentracje ołowiu w spągu profilu w Krzyżanowicach i w Grzegorzowicach. Co więcej, w obu miejscowościach wyższe i bardziej wyraźne wartości występują nie w profilach przy samym brzegu rzeki, ale w profilach położonych w odległości kilku metrów od niego. Ewidentnie więc, występują one w najstarszych osadach w tych profilach. Osady spoczywające bezpośrednio na bruku korytowym w Grzegorzowicach, były najprawdopodobniej deponowane jeszcze w I połowie XIX w., gdy zanieczyszczenie Odry nie osiągnęło jeszcze znacznych rozmiarów, w każdym razie na pewno nie w takiej skali, której odpowiadałaby drastyczna różnica między koncentracją tego pierwiastka w tym poziomie i znajdującym się powyżej. Wydaje się również nieprawdopodobne, aby spadek koncentracji był następnie aż tak gwałtowny. Aby taka różnica koncentracji odzwierciedlała zmianę rzeczywistą zanieczyszczenia rzeki, musiałby przez bardzo krótki czas działać bardzo duży zakład jak huta ołowiu, a takiego na pewno w tym czasie nie było. Jedynym więc sensownym wytłumaczeniem jest postdepozycyjna akumulacja tego pierwiastka wskutek migracji z górnej części profilu. Rodzi ona jednak kolejny problem: otóż jak wspomniano wyżej ołów jest pierwiastkiem trudno rozpuszczalnym i jest mało prawdopodobne aby jego migracja, chociaż zauważalna w wielu profilach glebowych (Donisa i in. 2005), w krótkim okresie 150 lat mogła być przyczyną tak wysokich koncentracji. Wydaje się więc, że ołów może migrować wraz z cząsteczkami rzędu kilku mikrome-

trów, na których ulega on sorpcji lub także w formie kompleksów tworzonych z materia organiczną dzięki transportowi wraz z infiltrującą w osadach wodą (Tack i in. 1999, Donisa i in. 2005). Procesy hydrodynamicznej dyspersji mikrocząstek w osadach pozakorytowych są niewątpliwie znacząco przyspieszone w porównaniu do gleb obszarów niezalewanych, w których jedynym medium transportu są wody opadowe. Osady pozakorytowe zarówno w Krzyżanowicach i Grzegorzowicach, jak i w innych profilach są zalewane niemal każdego roku, a w tak nisko położonych warstwach nawet wielokrotnie w ciągu roku. Miąższość warstwy wody na równinie zalewowej przeważnie w czasie powodzi nie jest mniejsza niż kilkadziesiąt centymetrów, chociaż w Krzyżanowicach lub Grzegorzowicach może sięgać 4-5 m (ryc. 5). W porównaniu z wielkością opadów, przeciętnie 600-700 mm, przeważnie występującą w formie penetrujących na niewielką głębokość opadów nieprzekraczających kilku milimetrów, infiltrujące wody powodziowe mają znacznie większą potencjalną zdolność do transformacji osadów. Zdolność ta wzrasta wraz ze wzrostem uziarnienia i przepuszczalności osadów. Znacznie większa, nawet o dwa rzędy wielkości jest ona w osadach żwirowo-piaszczystych, niż w piaszczystych i aż o 4 rzędy wielkości większa, niż w osadach pylistych (Pazdro 1983). Potencjalnie więc, w osadach piaszczystych występujących w Krzyżanowicach i Grzegorzowicach, istotny wpływ na akumulację ołowiu w spągowej części profilu może mieć fizyczny transport cząsteczek osadów. Prawdopodobnie z nimi związane są także inne pierwiastki, głównie cynk i miedź, jak wskazują wyraźne piki ich koncentracji w spągu omawianych profili.

Bardzo wybitne maksimum koncentracji ołowiu, ale także cynku, kadmu i miedzi widoczne jest również w spągu profilu III w Oławie (ryc. 33) oraz w profilu II w Ścinawie (ryc. 50, 51). Ich występowanie wydaje się być wyraźnie związane ze znajdującymi się powyżej bardzo silnie zanieczyszczonymi osadami, z których znaczna część, szczególnie w spągowej części jest frakcji piaszczystej. W profilach tych występują liczne warstwy o dużej zawartości substancji organicznej. Wysokie koncentracje tych pierwiastków w spągu profili, jak wskazują podobne stratygraficznie profile w Grzegorzowicach i Krzyżanowicach, mogą także być skutkiem migracji. W migracji metali ciężkich dużą rolę mogą więc odgrywać cząsteczki ulegającej degradacji materii organicznej, podobnie jak jest to powszechnie obserwowane w glebach bielicowych (Räisänen i in. 1997, Donisa i in. 2005). Zbieżność występowania w wielu profilach wyraźnych maksimum koncentracji różnych pierwiastków z poziomem zbliżonym do głębokości najczęstszego występowania zwierciadła wody nie jest przypadkowa. Może ona być spowodowana barierą jaką zwierciadło wody stanowi dla wód przesiąkających grawitacyjnie. Jego występowanie redukuje prędkość płynięcia wód porowych, które rozprzestrzeniają się następnie ponad zwierciadłem wód gruntowych (Simons i in. 2002). Z czasem więc, proces ten musi prowadzić do kumulacji najdrobniejszych cząstek osadów lub też adsorpcji transportowanych związków w tym poziomie.

Sytuacja, w której wyraźne maksimum koncentracji ołowiu jest niezgodne ze zróżnicowaniem innych pierwiastków, występuje w profilach w Urazie (ryc. 45). Z mapy

i poprzednich rozważań wynika, że osady w profilu Uraz II są nieco starsze niż w profilu Uraz I. Wskazują na to również niskie koncentracje cynku, ołowiu, kadmu i miedzi, które w profilu starszym występują w osadach większej miąższości. Ponieważ w profilu starszym wzrost zawartości wszystkich pierwiastków rozpoczął się na podobnej głębokości, można również oczekiwać, że miało to miejsce w związku z zanieczyszczeniem rzeki różnymi pierwiastkami w podobnym czasie. Ponieważ osady w profilu Uraz I są młodsze, powinny być w nim widoczne podobne różnice koncentracji, jak w profilu starszym. Tak nie jest, jakkolwiek zróżnicowanie koncentracji cynku, kadmu i miedzi, obojętnie czy jest oryginalne czy zostało postdepozycyjnie zmienione wskutek ich migracji – jest podobne, jednak całkowicie różni się ono od ołowiu, którego koncentracje zaczynają wzrastać znacznie wcześniej, to znaczy na większej głębokości. Również wysokość koncentracji ołowiu jest znacznie większa niż w profilu starszym. Porównanie położenia pików ołowiu w stosunku do zmian koncentracji pozostałych pierwiastków w obydwóch profilach pozwala na jednoznaczne stwierdzenie, że wybitny pik ołowiu widoczny tylko w profilu młodszym powstał w wyniku migracji tego pierwiastka (ryc. 45). Jego położenie można wiązać z migracją wskutek wahań poziomu lustra wody, które bez wątplenia znajduje się częściej w niższym położeniu – około 20 cm nad przeciętnym poziomem wody, w profilu UI, w którym ten pik jest obserwowany, niż 1 m wyżej nad poziomem wody – gdyż na takiej wysokości analogiczny pik ołowiu powinien się znajdować w profilu starszym (UII). Również w profilu UI, tuż powyżej maksimum ołowiu, występuje warstwa o wysokiej zawartości substancji organicznej dużej miąższości.

Dzięki podobnemu rozumowaniu można także zidentyfikować piki metali ciężkich będące skutkiem ich postdepozycyjnej migracji w Słubicach. Porównanie umożliwiają profile SII i SIII (ryc. 63, 64). Widoczne w nich maksima koncentracji miedzi i ołowiu są regularne i pozwalają na dość dokładne określenie wieku poziomu, w którym występują. Obserwując zmiany koncentracji poniżej tych poziomów zauważyć można w obydwóch profilach wyraźny drugorzędny pik koncentracji kadmu i ołowiu na głębokości 30 (SII) i 15 cm (SIII). Na tej samej głębokości widoczne są także maksima koncentracji cynku oraz manganu, którym towarzyszą znacznie mniejsze piki w poziomach występowania maksymalnego zanieczyszczenia ołowiem i miedzią, a więc około roku 1980. Zakładając stałe tempo przyrostu osadów, ich wiek można ocenić na lata 30 XX w., a więc w osadach akumulowanych bezpośrednio po pracach regulacyjnych wykonanych w tym odcinku. Charakterystyczne jest, że różnica występuje na granicy tej warstwy i akumulowanej wcześniej sztucznie warstwy zawierającej okruchy cegieł. Ponieważ osady podobnego wieku jak w Słubicach udało się zidentyfikować zarówno w górę rzeki w Bytomiu Odrzańskim, jak i w dół rzeki w Gozdowicach można stwierdzić, że piki koncentracji kadmu, cynku i ołowiu w osadach poprzedzających rok 1980 nie są w tych profilach widoczne. Natomiast, w tych punktach (Gozdowice i Bytom Odrzański) widoczny jest jedynie jeden pik cynku, kadmu i ołowiu, a ich koncentracje naśladują zgodnie przebieg zmian koncentracji miedzi, a więc przeciwnie niż w profi-

lach II i III w Słubicach. Piki cynku, kadmu i ołowiu w dolnej części tych profili muszą być więc wynikiem przemieszczenia części tych pierwiastków z warstw wyżej leżących. Jest to tym bardziej prawdopodobne, że miąższość warstwy, w której nastąpiło to przemieszczenie wynosi w obu profilach zaledwie kilkanaście centymetrów. Migracji pierwiastków sprzyjało niewątpliwie stosunkowo niskie położenie tych profili i ich częste zalewanie przy corocznych stanach pozakorytowych. W silnie zanieczyszczonej warstwie spągowej obu profili występuje także wysoka zawartość manganu oraz materii organicznej. Sugeruje to, że związki manganu i ich bez wątpienia wtórne nagromadzenie w tej warstwie miały kluczowy wpływ na zawartość pozostałych pierwiastków. Wysoki udział manganu i materii organicznej przy udziale wahań poziomu wód gruntowych sprzyjają redystrybucji np. niklu i cynku w profilu glebowym, a pierwiastki te ulegają sorpcji na tlenkach manganu lub wiążą się z materią organiczną (Huisman i in. 1997). Należy tu dodać, że podobnie jak we wcześniej opisanych profilach, zauważalna w krótkim okresie migracja występuje w osadach, w których pojawiają się liczne lub dużej miąższości warstwy osadów o zawartości materii organicznej co najmniej 15%.

Wśród badanych pierwiastków kadm jest powszechnie uważany za najbardziej mobilny. Wskazują na to zarówno liczne eksperymenty testujące jego podatność na wymywanie, jak i badające formy jego wiązania (Kabata-Pendias, Pendias 1993, Helios-Rybicka 1986, Salomons 1995). Również przegląd badanych profili wskazuje na dużą mobilność tego pierwiastka. Widoczny jest on w podniesionych koncentracjach w wielu warstwach osadów, w których zidentyfikowano także wtórną akumulację innych pierwiastków, jak na przykład w Krzyżanowicach, Grzegorzowicach lub w Słubicach. W tych profilach tworzy on wyraźne piki koncentracji sugerując, że warstwowanie ma bardzo istotny wpływ na tempo jego migracji. Wielkość tych pików niewiele różni się od takich, które można uznać za występujące w oryginalnym lub zbliżonym do oryginalnego poziomie. Wskazuje to, że znaczna część ładunku tego pierwiastka zgromadzonego w profilu może ulegać przemieszczeniu. Niektóre warstwy osadów o dużych zdolnościach buforowych, mogą skutecznie unieruchamiać być może nawet całość wymywanego z górnej części profili glebowych pierwiastka (Gäbler 1997). Duże więc znaczenie ma nie tylko ich miąższość, ale także głębokość zalegania względem poziomu zwierciadła wody. W sprzyjających warunkach, które jak się wydaje tworzą piaszczyste osady ze stosunkowo dużą ilością materii organicznej, pierwiastek ten może migrować w warstwie kilkumetrowej miąższości (Krzyżanowice) i być akumulowany powyżej zwierciadła wody. Jeżeli jednak prąd wody jest szybki przy krawędzi odsłonięcia brzegowego, infiltrująca woda może raczej go wypłukiwać niż akumulować, jak wskazują niższe koncentracje kadmu w profilach w odsłonięciach brzegowych, niż w oddalonych od brzegu w Krzyżanowicach i Grzegorzowicach. Wtórne maksimum kadmu wynikające nie tylko z położenia zwierciadła wody, ale także ze zróżnicowanej stratygrafii osadów może w niezalewanych glebach piaszczystych już po 100 latach utworzyć się na głębokości nawet 0,5 m (Seuntjens 2002). Na migrację kadmu w większym zakresie niż pozostałych pierwiastków może wskazywać także małe zróżnicowa-

nie maksymalnych jego koncentracji w profilach badanych z biegiem Odry (ryc. 74). Dużą mobilność kadmu w stosunku do innych pierwiastków sugeruje także specjacja badanych osadów z Oławy i Jelcza. Mimo, że zapewne zmienia się ona z biegiem rzeki, jak wskazują badania osadów powodziowych (Helios-Rybicka, Strzebońska 1998), jednak w profilach różnej głębokości zmiany te są stosunkowo niewielkie. Podobnie mało istotne zmiany specjacji kadmu wraz z głębokością obserwowano także w osadach rzeki Groote Beek w Belgii. Udział frakcji najbardziej mobilnych tego pierwiastka przekraczał nawet 70-80% i był nieco inny jedynie w poziomie akumulacji tlenków żelaza, których obecność sprzyjała trwalszej sorpcji kadmu (Cappuyns, Swennen 2004). Duży udział frakcji mobilnych, sięgający nawet ponad 50% jest charakterystyczny raczej dla kadmu pochodzącego z zakładów hutniczych, niż na przykład z kopalń (Li, Thornton 2001, Ciszewski, Malik 2004). Można więc uznać, że w osadach pozakorytowych Odry udział frakcji mobilnych kadmu jest umiarkowany i jego mobilność nie odbiega od przeciętnej dla dużych rzek zanieczyszczonych z wielu źródeł. Nie zmienia to jednak faktu, że kadm stwarza potencjalnie największe zagrożenie spośród badanych pierwiastków wskutek przenikania do wód gruntowych choćby okresowego, wskutek rozpuszczania jego związków.

Migracji kadmu można się domyślać także na podstawie zmian jego koncentracji w innych profilach. Wydaje się, że w osadach XIX-wiecznych w profilach na przykład w Koźlu, Oławie, Jelczu lub Urazie, koncentracje kadmu wahające się w granicach 1-3 ppm mogą być wynikiem wtórnej migracji. W XIX w. pierwiastek ten nie był wykorzystywany w przemyśle i mógł być w związku z tym zrzucany raczej w stosunkowo niewielkiej ilości wraz ze ściekami pochodzącymi z działalności innego rodzaju, na przykład z przetwórstwa rud cynku. Prezentowane badania nie dają podstaw do ilościowej oceny migracji kadmu ani także innych pierwiastków. Inne badania wskazują jednak, że w glebach piaszczystych retencja kadmu jest nawet 10-krotnie mniejsza niż w osadach ilastych (Tack i in. 1999). Badania te potwierdzają widoczną w osadach Odry migrację kadmu wraz z wodami gruntowymi.

Zróźnicowanie koncentracji manganu w wielu profilach również wskazuje na postdepozycyjne nagromadzenie tego pierwiastka w niektórych poziomach. Chyba najbardziej charakterystyczne jest jego nagromadzenie w osadach zwirowych dawnych łach korytowych. Najwyższe koncentracje widoczne są w spągu żwirów o przeciętnej średnicy 5-10 mm, w profilach III w Koźlu (ryc. 17) i profilu V w Krapkowicach (ryc. 25). Są one od 3 do nawet 5 razy wyższe niż w wyżej znajdujących się osadach piaszczystych. Żwiry były akumulowane nie później niż w początku XIX w., a więc jako osady niezanieczyszczone. Także zresztą współcześnie zawartość innych pierwiastków jest w nich bardzo niska. Mangan oczywiście może występować w osadach niezanieczyszczonych w dużej ilości, jednak wzrost jego koncentracji w pobliżu przeciętnej głębokości zwierciadła wody, które obniżyło się znacząco po regulacji rzeki, wskazuje na jego akumulację przede wszystkim już po akumulacji żwirów. Wytrącenia tlenków manganu widoczne są makroskopowo w postaci otoczek na wielu ziarnach żwirów kwarczo-

wych średnicy większej od przeciętnej w tych profilach. Proces wytrącania manganu na powierzchniach dużych ziaren kwarcu jest często spotykany w żwirach korytowych przy dobrym natlenieniu wód (Carpenter, Hayes 1978). Mangan był też wielokrotnie spotykany w warstwach osadów piaszczystych lub pylastych znajdujących się w zasięgu bardzo częstych wahań poziomu wody. Sądząc z punktowych, rdzawych wytrąceń wodorotlenków żelaza w tych poziomach, towarzyszy on właśnie temu pierwiastkowi. Najlepiej widoczne takie poziomy są w Urazie (II), Trestnie (III) i w Oławie (II). Mangan bardzo łatwo wytrąca się przy dobrym natlenieniu i rozpuszcza w czasie stagnacji wód przez dłuższy czas, kiedy deficyt tlenu może się zwiększać (Mansfeldt 2004). Wytrącanie więc manganu na dużej głębokości, na przykład w usytuowanym w starorzeczu profilu OII, wskazuje na stały napływ wód gruntowych, a więc aktywną ich wymianę między tym starorzeczem i korytem. Intensywna infiltracja wód w tym obszarze międzywała powoduje także migrację innych pierwiastków, które ulegają sorpcji najprawdopodobniej w dużym stopniu przez tlenki i wodorotlenki manganu. Taka sytuacja niewątpliwie jest źródłem wtórnego wzbogacenia w nikiel, miedź, kadm i cynk w spągu profilu w Oławie II, w którym widoczne są także bardzo wysokie koncentracje manganu. Mangan może także kumulować się w poziomach znajdujących się znacznie powyżej poziomu wody, na granicy warstw o wyraźnie różniącej się granulometrii. Przykładami o których już wspomniano, jest spąg profili w Gozdowicach i Słubicach. W warstwach tych, podobnie jak w OII, można podejrzewać istotną rolę tlenków manganu w wiązaniu badanych pierwiastków.

8. Ocena potencjalnego zagrożenia wód Odry wynikającego z zanieczyszczenia osadów pozakorytowych metalami ciężkimi

Przedstawione wyniki badań osadów Odry wskazują na istotny wpływ postdepozycyjnej migracji na zróżnicowanie koncentracji metali ciężkich. Wielkość wtórnych pików tych pierwiastków sugeruje, że natężenie tego procesu jest większe nie tylko niż w glebach piaszczystych podlegających procesowi bielicowania, ale także szybsze niż w badanych do tej pory osadach pozakorytowych. Zaskakująca jest również skala tego zjawiska. Mimo, że wiek osadów zanieczyszczonych wypełniających dawne koryto rzeki przeważnie nie przekracza 150-ciu lat, wysokie wtórne wartości koncentracji niektórych metali obserwowane są na głębokości nawet 4 m wskazując na dużej skali przemieszczenia istotnej części ich ładunku zgromadzonego w osadach. Skala tych przemieszczeń, jakkolwiek mająca związek z chemicznymi właściwościami poszczególnych pierwiastków, jest jednak uzależniona od różnic w morfologii koryta rzecznego, która jest z kolei skutkiem regulacji wykonanej w XIX i na początku XX w. Kluczowy wpływ sytuacji morfologicznej, w której występują osady zanieczyszczone, na ich remobilizację potwierdzają także badania innych równin aluwialnych (Hudson-Edwards i in. 1999, Dennis i in. 2003). Wyraźnie odróżnia się **górnny bieg Odry**, w którym koryto jest najbardziej wcięte i wahania zwierciadła wody mają największy zakres. Zwiększeniu zakresu tych wahań, głównie poprzez podwyższenie stanów maksymalnych, sprzyja także regulacja koryt cieków, przyspieszająca odpływ wód ze zlewni (Wyźga 1993). Wskutek tego osady zanieczyszczone dużej miąższości są systematycznie, co najmniej raz w roku, całkowicie zatapiane. Duże wahania wody zwiększają więc infiltrację wód w osady i skalę przemieszczeń metali wewnątrz tych osadów. Proces ten przyspiesza lub wręcz umożliwia występowanie osadów niemal wyłącznie piaszczystych, zalegających na łatwo przepuszczalnych żwirach. Lokalnie ma także miejsce erozja brzegów będąca źródłem dostawy zanieczyszczonych osadów do koryta. Niewykluczone również, że w żwirach odbywa się transport metali, związanych z drobnymi cząstkami osadów, o składowej prostopadłej do koryta. Wcięcie koryta umożliwia ponadto przyspieszone utlenianie związków metali zgromadzonych w osadach i ich remobilizację (Hudson-Edwards i in. 1996, 1998). W górnym biegu Odry niewątpliwie wpływa ono na wzrost tempa degradacji materii organicznej, akumulowanej w osadach w formie cienkich wkładek. Skutkiem jej pełnego lub częściowego rozkładu jest ułatwienie przechodzenia metali do roztworu lub migracji wraz z produktami rozkładu. Współcześnie, brzegi rzeki wydają się być nie tylko miejscem akumulacji stopniowo coraz mniej zanieczyszczonych osadów, ale także są źródłem wtórnego zanieczyszczenia wód Odry.

W **środkowym biegu Odry** powyżej ujścia Kaczawy, miąższość zanieczyszczonych osadów jest ogólnie mniejsza. Mniejsze są także wahania stanów wody. Miąższość osadów zanieczyszczonych przeważnie nie jest duża, natomiast zajmują one w wielu miejscach znaczną powierzchnię, a więc są zbiornikiem, w którym retencjonowana jest duża ilość metali. Osady te są dobrze zabezpieczone przed erozją dzięki opaskom brzegów

rzeki. Mimo więc dużego zanieczyszczenia lokalnego, raczej w poziomach niewielkiej miąższości, osady pozakorytowe, w których dominującą część stanowią piaski pylaste, są współcześnie źródłem zanieczyszczenia głównie pierwiastkami łatwo rozpuszczalnymi. Najpoważniejszym zagrożeniem dla wód powierzchniowych w tym odcinku, które będzie długotrwałe ze względu na objętość zgromadzonych zanieczyszczonych osadów oraz potencjalnie dużą szkodliwość, jest mobilizacja kadmu, której skutki będą coraz lepiej widoczne wraz z likwidacją lub zmniejszaniem się punktowych źródeł zanieczyszczeń w zlewni.

Osady pozakorytowe Odry na obszarze LGOM są silnie zanieczyszczone badanymi pierwiastkami poniżej ujścia Kaczawy. Miąższość tych osadów wynosząca nawet 2 m oraz znacząca zawartość materii organicznej sugerują, że mogą one być największym wtórnym źródłem metali ciężkich w całym biegu rzeki. Ulegająca biodegradacji materia organiczna w osadach rzek silnie zanieczyszczonych jest skutkiem głównie działalności człowieka i wyraźnie odróżnia te osady od akumulowanych w okresie preindustrialnym (Vandecasteele i in. 2003). Obecnie istniejące warunki ekspozycji tych osadów poniżej ujścia Kaczawy z pewnością ulegną zmianie po oddaniu do użytku stopnia wodnego w Malczycach. Jak pokazuje doświadczenie z dotychczas funkcjonującego prog w Brzegu Dolnym, który spowodował wcięcie koryta Odry na kilkudziesięciokilometrowym odcinku znajdującym się poniżej (Olszewska i in. 2004), należy oczekiwać wcinania koryta Odry także na odcinku w którym znajdują się silnie zanieczyszczone metalami osady pozakorytowe. Wcinanie koryta powoduje liczne konsekwencje ekologiczne na każdej rzece zarówno górskiej jak i nizinnej (Braward i in. 1997, Dister i in. 1990). W dolinie rzeki, której osady są zanieczyszczone, najistotniejszymi skutkami są przyspieszone drenowanie większej powierzchni równiny zalewowej i w konsekwencji napływ zanieczyszczonych wód gruntowych do koryta (Carbiener, Tremolieres 1990), remobilizacja metali z powodu utlenienia minerałów i materii organicznej, z którymi są związane (Hudson-Edwards i in. 1998) oraz erozja zgromadzonych na brzegach rzeki osadów (Ciszewski i in. 2004). Procesy te będą miały największy wpływ na remobilizację metali na kilkunastokilometrowym odcinku Odry poniżej ujścia Kaczawy i w takim odcinku osady zanieczyszczone powinny zostać zabezpieczone. Głównym kierunkiem działań powinno być zabezpieczenie osadów wypełniających współczesne baseny międzyostrogowe przed erozją. Można tego dokonać przez wykonanie kamiennej opaski od strony koryta mniej więcej na wysokości głów istniejących ostróg. Zabiegi pozwalające na fizyczną izolację tych osadów są rekomendowane jako stosunkowo tani sposób ograniczenia mobilizacji metali (Mulligan i in. 2001). Inna opcja jak wydobyć tych osadów i składowanie ich w zbiornikach zabezpieczonych przed infiltracją do wód gruntowych wydaje się zbyt kosztowna. Należy sobie zdawać sprawę, że i tak drenowaniu ulegać będą osady akumulowane w starszej części wypełnień i nie ma możliwości wyeliminowania tego procesu po rozsądnych kosztach. Z tych też powodów wydaje się niemożliwe rozwiązanie zastosowane na brzegach rzeki Guadiamar po zalaniu dna doliny osadami z osadnika kopalni rud metalicznych Aznalcollar w Hiszpani. Tam po-

wierzchnią warstwę osadów zanieczyszczonych metalami usuwano z równiny zalewowej przy pomocy sychacza (Vidal i in. 1999). Proponowane zabiegi spowodują więc znaczące spowolnienie remobilizacji i w konsekwencji zmniejszenie koncentracji metali w wodach gruntowych. Oczywiście w związku z tym proces ten będzie wydłużony w czasie.

Niewielka miąższość osadów zanieczyszczonych metalami oraz ich stosunkowo małe zanieczyszczenie w **dolnym odcinku Odry**, położonym co najmniej od Słubic w dół rzeki pokazuje, że metale w osadach nie stanowią żadnego problemu środowiskowego. Metale transportowane Odrą kumulują się natomiast w osadach Zalewu Szczecińskiego i z czasem w miarę postępowania remobilizacji z osadów pozakorytowych zgromadzonych wzdłuż niemal całego biegu Odry problem ich zanieczyszczenia będzie stopniowo narastał.

9. Wnioski

1. Regulacja koryta Odry poprzez jego skrócenie, a następnie zwężenie systemem ostróg, spowodowała stworzenie warunków sedymentacji osadów niewystępujących w korycie rzeki naturalnej. Regulacja zbiegła się w czasie z przyspieszoną industrializacją w obszarze zlewni, której efektem stało się zanieczyszczenie akumulowanych osadów metalami ciężkimi. Współcześnie obserwowane zróżnicowanie koncentracji tych pierwiastków jest skutkiem zarówno zmieniającego się z biegiem rzeki natężenia depozycji tych osadów, historii zanieczyszczenia rzeki oraz ich postdepozycyjnej migracji.
2. Wcięcie koryta rzeki w równinę zalewową na skutek regulacji, a także dzięki dużej energii rzeki i dużym wahaniom przepływów jest największe w górnym biegu Odry. Efektem wcinania koryta, któremu towarzyszyła szybka akumulacja osadów i zawężenie koryta, są wyraźnie warstwowe i silnie zanieczyszczone osady o miąższości dochodzącej do 4 m. Osady te zalegają na XIX-wiecznych utworach korytowych i ciągną się strefą szerokości kilku-, kilkunastu metrów wzdłuż brzegów Odry. Z biegiem rzeki miąższość zanieczyszczonych osadów pozakorytowych się zmniejsza. W odcinku skanalizowanym powyżej Wrocławia, w którym wcinanie koryta zostało wyhamowane budową kaskady progów wodnych, miąższość osadów dochodzi do 3 m. Szerokość strefy, w której występują osady zanieczyszczone jest bardzo zmienna, przeważnie jednak wynosi kilkadziesiąt metrów. Stabilizacji osadów zanieczyszczonych, akumulowanych wzdłuż brzegów rzeki w jej środkowym biegu sprzyjała dwukrotna regulacja koryta. Baseny międzyostrogowe wykonane w czasie regulacji w XIX w. zostały przedłużone lub odcięte opaskami w czasie ponownej regulacji na przełomie XIX i XX w. Osady starsze zostały nadbudowane zanieczyszczonymi osadami pozakorytowymi. XX-wieczne osady silnie zanieczyszczone, miąższości przekraczającej 2 m, występują także przy krawędzi współczesnych brzegów w XX-wiecznych basenach międzyostrogowych. Dużej, nawet 2 m miąższości osady pozakorytowe o dużej zawartości metali ciężkich zostały akumulowane w ciągu ostatnich około 30 lat na odcinku Odry przepływającej przez LGOM. W odcinku Odry poniżej Słubic miąższość warstwy osadów zanieczyszczonych w międzywałiu Odry jest dużo mniejsza, nieprzekraczająca kilkudziesięciu centymetrów. Przeważnie jednak wynosi ona kilka centymetrów.
3. Wskutek długotrwałej akumulacji osadów zanieczyszczonych w dolinie Odry i następnie ich włączenia w osady równiny zalewowej, zróżnicowanie koncentracji metali ciężkich odbiega od obserwowanego wzdłuż brzegów koryt innych rzek. Dużej miąższości osady zanieczyszczone występują wzdłuż brzegów Odry, a wody rzeczne z łatwością w nie infiltrowują, przyczyniając się do remobilizacji metali ciężkich. Osady te są więc zbiornikiem retencjonującym te pierwiastki, który będzie przez długi czas wtórnym źródłem zanieczyszczenia rzeki.
4. Zmiany koncentracji metali w badanych profilach pozwalają stwierdzić zmniejszenie się zanieczyszczenia osadów akumulowanych w ostatnich latach w całym biegu

Odry. W odcinku rzeki położonym poniżej LGOM spadek koncentracji miedzi i ołowiu rozpoczął się już około 1980 r. i był związany z zabiegami mającymi na celu poprawę stanu środowiska w KGHM. Spadek koncentracji cynku natomiast został zapoczątkowany około 1987 r. i jest związany ze zmniejszaniem się ilości ścieków zrzucanych na obszarze zlewni Odry. Osady zgromadzone w górnym i środkowym biegu Odry wskazują na najwyższe jej zanieczyszczenie na początku XX w., które można wiązać z obecnością dużych ilości miazgi węglowej w zrzucanych wodach kopalnianych i nieregulowaną gospodarkę ściekową w tym okresie.

5. W niektórych warstwach badanych osadów znaczna część ładunku akumulowanych pierwiastków jest skutkiem ich wtórnego przemieszczenia z wyżej leżących poziomów. Największe przemieszczenia są widoczne w piaszczystych osadach w górnym biegu Odry. Migracja metali jest najlepiej widoczna w profilach osadów charakteryzujących się silnym zanieczyszczeniem. Większość z wtórnie wzbogaconych w metale warstw znajduje się w pobliżu zwierciadła wody lub w sąsiedztwie warstw istotnie różniących się granulometrią, a więc w miejscach istnienia barier geochemicznych. Zidentyfikowano również poziomy, w których akumulowały się duże ilości ołowiu. Ponieważ pierwiastek ten jest zazwyczaj silnie związany z osadami, a jego wzbogacenie nastąpiło w profilach charakteryzujących się stosunkowo dużej miąższości warstwą o zawartością materii organicznej ponad 15%, można sądzić, że pierwiastek ten migrował w związkach organicznych powstałych w wyniku rozkładu materii organicznej.
6. Wielkość wtórnych pików koncentracji badanych metali w osadach młodszych niż 150 lat sugeruje, że natężenie migracji tych pierwiastków jest nie tylko większe niż w glebach piaszczystych, ale także większe niż w innych osadach pozakorytowych opisywanych do tej pory. Badania sugerują, że w mało zróżnicowanych osadach piaszczystych, intensywnie przemywanych wskutek częstych wahań zwierciadła wody, tempo migracji metali może być nawet o rząd wielkości szybsze niż w glebach obszarów niezalewanych w czasie powodzi. Czas potrzebny do wymycia metali z jednometrowej warstwy osadów będzie więc liczony w setkach lat. Częstość zalewania poszczególnych poziomów aluwialnych zgromadzonych na brzegach rzeki w czasie powodzi oraz warstwowanie i uziarnienie osadów będą decydowały o skali migracji danego pierwiastka.

Summary

The Odra River, 850 km of long, draining western Poland and northern Czech Republic, is an example of a river totally changed by channelization works, carried out since 18th century. During these works river was shortened by 160 km and regular array of groynes, constructed along river banks since the half of 19th century, caused channel narrowing by 2-3 times. Moreover, in the middle reach about 170 km of long, 24 weirs built at the end of 19th century, modified natural fluvial processes both within the channel and on the flood plain. River channelization was accompanied by rapid industrialization in the drainage basin. Rapid growth of coal extraction since the beginning of 19th century in the Upper Silesia Basin and in Ostrava Basin, situated in the upper Odra drainage basin, induced development of cities and heavy industry. Nowadays both basins still are main industrial centers in Poland and Czech Republic. In the middle Odra River course, the large district of copper mining and reworking became in 20th century the main heavy metal pollution source of the Odra River and with large cities Wrocław and Opole affect river water quality. The growth of industrial production and population in cities resulted in increased amount of sewages discharged directly to river waters and pollution of the Odra River by heavy metals. Heavy metals, which easily bound to sediment particles, accumulated for over 150 years in intergroyne basins and on the flood plain along Odra River banks. At present, concentrations of sediment-associated heavy metals, which are observed in overbank sediments, reflect the variable rate of sediment accumulation, the history of river pollution and postdepositional metal migration.

Odra River channel incised the most into the flood plain in the upper course as a result of channelization, the highest river energy and the largest flow amplitude. Channel incision was accompanied by rapid accumulation of polluted sediments and progressive channel narrowing. Sandy sediments up to 4 m thick intercalated with fine, black organic layers containing coal particles, outcrop within this reach in both river banks. The highest concentrations of lead, zinc and cadmium within these sediments exceeds usually several ten times local geochemical background and occur usually in bottom part of profiles accumulated at break of 19th and 20th century over older channel deposits. The approximated width of the thick polluted sediment layer varies between several and dozen or so meters along both river banks. In the middle Odra River course, in which channel incision was hampered by cascade of weirs, thickness of the polluted sediments does not exceed 3 m. However, construction of groynes initiated marked channel narrowing by infilling of intergroyne basins. Sediments of the second half of 19th and of 20th century infilling these basins at present occur within river flood plain over the distance exceeding 100 m from the river banks and are at least several times more polluted than pre-industrial sediments. The sediments have been stabilized due to bank revetment built during the second channelization works at the beginning of 20th century. 2 meters-thick heavy metal polluted sediments occur in the copper mining region in the intergroyne basins of the present river channel as a result of rapid accumulation rate

during the last 30 years. The sediments cover also less polluted 19th and 20th century sediment strata accumulated within former intergroyne basins. In contrary, in the lower Odra River course, thickness of the polluted sediments is of the order of several cm and does not exceeds 30 cm both in intergroyne basins and on the flood plain.

The patterns of heavy metal dispersal observed within banks of channelized Odra River, differs markedly from observed along most natural rivers. Especially, large thickness of the polluted sediments frequently equal to at least the water depth and presence of these sediments within wide zone along river banks makes them an abundant secondary source of river waters pollution. Moreover, the composition of sediments almost solely of sands, enable easy infiltration of ground waters and metal migration. In some low-lying layers, unusually high metal concentrations, identified by comparison of metal distribution within twin-profiles, seem to be a result of redistribution of heavy metals associated with products of organic matter degradation. The investigations suggests that the rate of metal migration within flood plain sediments can be of one order of magnitude more rapid than in soils not affected by frequent inundation and ground water table fluctuations. Crucial factors controlling the rate of metal redistribution within sedimentary column is presence of coarse sandy sediments and content of organic matter in some layers exceeding 15%. Metal migration is controlled also by sediment stratigraphy and distance from the river bank.

Nevertheless, regularities of heavy metal distribution observed within most of investigated vertical profiles reflect also some pollution changes of the Odra River. The marked decrease of heavy metal concentrations in top layers of almost all profiles indicate a drop of metal load transported by the river since at least 1990 as evidenced also from measurements of State Environmental Survey. The profiles collected on the lower Odra River indicate that the decrease of lead and copper load have started already in 1980 and was followed by the decrease of zinc load related to diminishing of the water consumption in the entire Odra drainage basin since 1987. Distribution of many metals in sediments accumulated in the upper and middle Odra River course suggests the highest river pollution at the break of 19th and 20th century as a result of discharge of mine waters overloaded with coal particles and lack of sewage treatment plants at that time.

Piśmiennictwo

- Adamiec E., Helios-Rybicka E. 2002, Distribution of pollutants in the Odra River system. Part V. Assessment of total and mobile heavy metals content in the suspended matter and sediments of the Odra River system and recommendations for river chemical monitoring. *Pol. J. Env. Stud.* 11, 675-688.
- Allan R.J. 1974, Metal contents of lake sediment cores from established mining areas: an interface of exploration and environmental geochemistry. *Geol. Surv. Can.* 74-1/B, 43-49.
- Allred T.M., Schmidt J.C. 1999, Channel narrowing by vertical accretion along the Green River near Green River, Utah. *Geol. Soc. Am. Bull.* 111, 1757-1772.
- Altmann R.S., Bourg A.C.M. 1997, Cadmium mobilisation under conditions simulating anaerobic transition in a landfill leachate-polluted aquifer. *Water, Air, Soil Pollut.* 94, 385-392.
- Asselman N.E.M., Middelkoop H. 1995, Floodplain sedimentation: Quantities, patterns and processes. *Earth Surf. Proc. Landf.* 20, 481-499.
- Babiński Z. 1992, Hydromorphological consequences of regulating the Lower Vistula, Poland. *Reg. Riv.* 7, 337-348.
- Badura J., Przybylski B. 2000, Korelacja morfologiczna i wiekowa tarasów głównych rzek regionu dolnośląskiego. *PIG, Warszawa*, ss. 61.
- Beurskens J.E.M., Winkels H.J., de Wolf J., Dekker C.G.C. 1994, Trends in priority pollutants in the Rhine during the last fifty years. *Wat. Sci. Techn.* 29, 77-85.
- Biedenharn D.S., Thorne C.R., Watson Ch.C. 2000, Recent morphological evolution of the Lower Mississippi River. *Geomorph.* 34, 227-249.
- Bloch 1897, *Die Geschichte der Wasserversorgung der Oberschlesische Industriebezirks*. Beuthen.
- Bojakowska I., Sokołowska G. 1992, Formy występowania kadmu, ołowiu i cynku we współczesnych osadach aluwialnych Polski. *Prz. Geol.* 40, 499-503.
- Bojakowska I., Sokołowska G., Sztyrak T. 1992, Metale ciężkie we współczesnych osadach aluwialnych Wisły, Odry, Warty i Bugu. *Prz. Geol.* 40, 373-377.
- Bojakowska I., Sokołowska G. 1993, Zmiany zawartości Cd, Cr, Pb, Zn w aluwiach wybranych rzek Polski. *Monitoring geochemiczny osadów wodnych Polski 1990-1992*. *Prz. Geol.* 41, 155-162.
- Bojakowska I., Sokołowska G. 1994, Wyniki monitoringu geochemicznego osadów wodnych Polski w latach 1991-1993. *PIOŚ, Warszawa*.
- Bojakowska I., Sokołowska G. 1996, Wyniki monitoringu geochemicznego osadów wodnych Polski w latach 1994-1995. *PIOŚ, Warszawa*.
- Bojakowska I., Sokołowska G. 1998a, Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych. *Prz. Geol.* 46, 49-54.
- Bojakowska I., Sokołowska G. 1998b, Wpływ górnictwa i hutnictwa rud metali na zanieczyszczenie pierwiastkami śladowymi aluwiów Odry. *Prz. Geol.* 46, 603-608.
- Bojakowska I., Gliwicz T., Sokołowska G. 1998c, Wyniki monitoringu geochemicznego osadów wodnych Polski w latach 1996-1997. *PIOŚ, Warszawa*.
- Bojakowska I., Gliwicz T., Sokołowska G. 2000, Wyniki monitoringu geochemicznego osadów wodnych Polski w latach 1998-1999. *PIOŚ, Warszawa*.
- Bojakowska I., Gliwicz T. 2003, Wyniki monitoringu geochemicznego osadów wodnych Polski w latach 2000-2002. *PIOŚ, Warszawa*.
- Borak M., Gawrecki D. 1992, *Zarys dziejów Śląska Cieszyńskiego*. Komitet Czeskiej Rady Narodowej, Ostrawa.

- Bordas F., Bourg A. 2001, Effect of solid/liquid ratio on the remobilization of Cu, Pb, Cd and Zn from polluted river sediment. *Water, Air, Soil Pollut.* 128, 391-400.
- Born A. 1948, Regulacja Odry i rozbudowa urządzeń technicznych. W: Grodek A., Kielczewska-Zalewska M., Zierhofer A. (red.) Monografia Odry. Instytut Zachodni, Poznań, 419-553.
- Boszke L., Kowalski A., Siepak J. 2004a, Grain size partitioning of mercury in sediments of the middle Odra River (Germany/Poland). *Water, Air, Soil Pollut* 159, 125-138.
- Boszke L., Sobczyński T., Głosińska G., Kowalski A., Siepak J. 2004b, Distribution of mercury and other heavy metals in bottom sediments of the middle Odra River (Germany/Poland). *Pol. J. Env. Stud.* 13, 495-502.
- Boutron C.F., Gorlach U., Candelone J.P., Bolshov M., Delmar R. 1991, Concentrations of lead, cadmium and zinc in Greenland snows since the late 1960s. *Nature* 353, 153-156.
- Bożek A., Cydzik D., Jarosiński W., Korol R., Krzywiński W., Kudelska D., Pastuszek E., Sokołowska E., Soszka H., Szyjkowska W., Szczepański W. 1999, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 1997-1998. *PIOŚ*, Warszawa.
- Bożek A., Cydzik D., Jarosiński W., Korol R., Krzywiński W., Pastuszek E., Smoleński A., Sokołowska E., Strońska M., Szczepański W., Szyjkowska W. 2001, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 1999-2000. *PIOŚ*, Warszawa.
- Bożek A., Cydzik D., Jarosiński W., Jaśniewicz E., Korol R., Krzywiński W., Pastuszek E., Słota H., Smoleński A., Sokołowska E., Soszka H., Strońska M., Szczepański W., Szyjkowska W. 2002, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 2000-2001. *PIOŚ*, Warszawa.
- Bożek A., Cydzik D., Jarosiński W., Jaśniewicz E., Korol R., Krzywiński W., Łysiał-Pastuszek E., Słota H., Sokołowska E., Soszka H., Strońska M., Szczepański W., Szyjkowska W. 2003, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 2001-2002. *PIOŚ*, Warszawa.
- Bożek A., Cydzik D., Jarosiński W., Kołęda A., Korol R., Krzywiński W., Łysiał-Pastuszek E., Słota H., Sokołowska E., Soszka H., Strońska M., Szczepański W., Szyjkowska W. 2004, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 2002-2003. *PIOŚ*, Warszawa.
- Bølviken B., Bogen J., Jartun M., Langedal M., Ottesen R.T., Volden T. 2004, Overbank sediments: a natural bed blending sampling medium for large-scale geochemical mapping. *Chem. Intell. Lab. Syst.* 74, 183-199.
- Bradley S.B. 1989, Incorporation of metalliferous sediments from historic mining into river floodplains. *GeoJournal*, 19, 5-14.
- Bradley S.B., Cox J.J. 1990, The significance of the floodplain to the cycling of metals in the River Derwent catchment, UK. *Sc. Tot. Env.* 97/98, 441-454.
- Bravard J.P., Amoros C., Pautou G., Bornette G., Bournaud M., Creuze M., Gibert J., Peiry J.L., Perrin J.F., Tachet H. 1997, River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects. *Reg. Riv.* 13, 75-90.
- Brewer P.A., Taylor M.P. 1997, The spatial distribution of heavy metal contaminated sediment across terraced floodplains. *Catena* 30, 229-249.
- Brookes A. 1988, Channelized rivers: perpectives for environmental management. Wiley, Chichester.
- Bubb J.M., Lester J.N. 1991, The impact of heavy metals on lowland rivers and the implications for man and the environment. *Sci. Tot. Env.* 100, 207-233.

- Busch D., Schirmer M., Schuchardt B., Ullrich P. 1989, Historical changes of the River Weser. W: Petts G.E. (red.) Historical change of large alluvial rivers: western Europe. Wiley, Chichester, 297-321.
- Caille N., Tiffreau Ch., Leyval C., Morel J.L. 2003, Solubility of metals in an anoxic sediment during prolonged aeration. *Sci. Tot. Env.* 301, 239-250.
- Callaway J.C., Delaune R.D., Patrick W.H. 1998, Heavy metal chronologies in selected coastal wetlands from northern Europe. *Mar. Poll. Bull.* 36, 82-96.
- Callender E., Van Metre P. 1997, Reservoir sediment cores show U.S. lead declines. *Env. Sci. Techn.* 31, 424-428.
- Calmano U., Förstner U. 1983, Chemical extraction of heavy metals in polluted river sediments in central Europe. *Sci. Tot. Env.* 28, 77-90.
- Cappuyens V., Swennen R. 2004, Secondary mobilisation of heavy metals in overbank sediments. *J. Env. Monit.* 6, 434-440.
- Carbiener R., Tremolieres M. 1990, The Rhine rift valley groundwater-river interactions: evolution of their susceptibility to pollution. *Reg. Riv.* 5, 375-389.
- Carling P.A., Kohmann F., Gözl E. 1996, River hydraulics, sediment transport and training works: their ecological relevance to European rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113, 129-146.
- Carpenter R.H., Hayes W.B. 1978, Precipitation of iron, manganese, zinc and copper on clean ceramic surfaces in a stream draining a polymetallic sulfide deposit. *J. Geochem. Explor.* 9, 31-37.
- Carroll R.W.H., Warwick J.J., James A.I., Miller J.R. 2004, Modeling erosion and overbank deposition during extreme flood conditions on the Carson River, Nevada. *J. Hydrol.* 297, 1-21.
- Changxing S., Petts G., Gurnell A. 1999, Bench development along the regulated, lower River Dee, UK. *Earth Surf. Proc. Landf.* 24, 135-149.
- Ciszewski D. 2001, Zróżnicowanie koncentracji metali ciężkich w osadach rzeki uregulowanej na przykładzie środkowej Odry. *Prz. Geogr.* 73, 91-105.
- Ciszewski D. 2002, Akumulacja metali ciężkich w osadach powodzi z 1997 roku. w: Denisiuk Z. (red.) Strategia zachowania różnorodności biologicznej i krajobrazowej obszarów przyrodniczo cennych dotkniętych klęską powodzi. IOP PAN, Kraków, s. 33-38.
- Ciszewski D. 2003, Heavy metals in vertical profiles of the middle Odra River overbank sediments: evidence for pollution changes. *Water, Air, Soil Pollut.* 143, 81-98.
- Ciszewski D., Malik I. 2004, The use of heavy metal concentrations and dendrochronology in the reconstruction of sediment accumulation, Mała Panew River Valley, southern Poland. *Geomorph.* 58, 161-174.
- Ciszewski D., Malik I., Szwarczewski P. 2004, Pollution of the Mała Panew River sediments by heavy metals: Part II. Effect of changes in river valley morphology. *Pol. J. Env. Stud.* 13, 597-605.
- Ciszewski D., Wyżga B. 2005, Depozycja zanieczyszczonych osadów pozakorytowych Górnej Wisły na obszarze zalewowym różnej szerokości. W: Kotarba A., Krzemień K., Święchowicz J. (red.) Współczesna ewolucja rzeźby Polski. IG UJ, Kraków, 69-76.
- Cydzik D., Jańczak J., Jaśniewicz E., Korol R., Kudelska D., Lebiecka A., Mierzwiński A., Roman A., Sokołowska E., Soszka H., Szczepański W., Trzosińska A., Walewski A. 1993, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 1991-1992. *PIOŚ, Warszawa.*
- Cydzik D., Jańczak J., Jaśniewicz E., Korol R., Kudelska D., Lebiecka A., Mierzwiński A., Roman A., Sokołowska E., Soszka H., Szczepański W., Trzosińska A., Walewski A. 1994, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 1992-1993. *PIOŚ, Warszawa.*

- Cydzik D., Jańczak J., Jaśniewicz E., Korol R., Kudelska D., Lebiecka A., Mierziński A., Roman A., Sokołowska E., Soszka H., Szczepański W., Trzosińska A., Walewski A. 1995, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 1993-1994. PIOŚ, Warszawa.
- Cydzik D., Jańczak J., Jaroński W., Jaśniewicz E., Korol R., Krzyński W., Kudelska D., Lebiecka A., Pastuszek E., Sokołowska E., Soszka H., Szczepański W. 1997, Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku na podstawie wyników badań wykonywanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 1995-1996. PIOŚ, Warszawa.
- Czaja S. 2005, Changes in river discharge structure and regime in mining-industrial-urban areas. *Reg. Env. Change* 5, 18-26.
- Czajka A. 2004, Transport i sedymentacja materiału unoszonego w korycie Odry w Kotlinie Raciborskiej. W: *Geologiczne i środowiskowe problemy gospodarowania i ochrony doliny górnej i środkowej Odry*. PIG, Wrocław, s. 71-82.
- Czajka A. 2005, Sedymentacja osadów przykorytowych rzek uregulowanych na przykładzie górnej Odry i górnej Wisły. W: *Kotarba A., Krzemień K., Święchowicz J. (red.) Współczesna ewolucja rzeźby Polski*. IG UJ, Kraków, s. 85-90.
- Czerwiński J. 1998, Geologiczne, geomorfologiczne i antropogeniczne uwarunkowania zagrożeń powodziowych we Wrocławiu. *Czas. Geogr.* 69, 43-63.
- Demetriades A., Volden T. 1997, Reproducibility of overbank sediment sampling in Greece and Norway. *J. Geochem. Explor.* 59, 209-217.
- Dennis I.A., Macklin M.G., Coulthard T.J., Brewer P.A. 2003, The impact of the October-November 2000 floods on contaminant metal dispersal in the River Swale catchment, North Yorkshire, UK. *Hydrol. Proc.* 17, 1641-1657.
- De Vos W., Ebbing J., Hindel R., Schalich J., Swennen R., Van Keer I. 1996, Geochemical mapping based on overbank sediments in the heavily industrialized border area of Belgium, Germany and the Netherlands. *J. Geochem. Explor.* 56, 91-104.
- Dister E., Gomer D., Obrdlik, Petermann P., Schneider E. 1990, Water management and ecological perspectives of the upper Rhine's floodplains. *Reg. Riv.* 5, 1-15.
- Donisa C., Steinnes E., Sjøbakk T.E. 2005, Nitric-acid soluble fractions of 21 elements in Norwegian podzols: factors affecting regional differences in vertical distribution. *Appl. Geochem.* 20, 1258-1267.
- Dubicki A., Florczyk-Gołowin H. 1999, Program działań dla ochrony rzeki Odry przed zanieczyszczeniem. W: *Strategia rozwoju odrzańskiego systemu wodnego*. Civitas Christiana, Ośrodek Myśli Zachodniej, Zielona Góra, 137-143.
- Ducker A.A., Carranza E.J.M., Hale M. 2005, Arsenic geochemistry and health. *Env. Int.* 31, 631-641.
- Eklund M., Håkansson K. 1997, Distribution of cadmium, copper and zinc emitted from a Swedish copperworks, 1750-1900. *J. Geochem. Explor.* 58, 291-299.
- Erskine W.D. 1992, Channel response to large-scale river training works: Hunter River, Australia. *Reg. Riv.* 7, 261-278.
- Fengxiang H., Banin A. 1997, Long-term transformations and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils incubated: I. under saturated conditions. *Water, Air, Soil Pollut.* 95, 399-423.
- Florczyk H., Gołowin S. 1985, Bilans metali ciężkich dopływających do wód rzeki Odry w granicach LGOM. W: *Odra i Nadodrze*, Instytut Śląski, Opole, 15-31.
- Florsheim J.L., Mount J.F. 2003, Changes in lowland floodplain sedimentation processes: pre-disturbance to post-rehabilitation, Cosumnes River, CA. *Geomorph.* 56, 305-323.
- Foster I.D.L., Charlesworth S.M. 1996, Heavy metals in the hydrological cycle: trends and explanation. *Hydrol. Proc.* 10, 227-261.
- Förstner U., Wittman G.T.W. 1983, *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer, Berlin.

- Förstner U., Salomons W. 1991, Mobilization of metals from sediments. W: Merian E. (red.) Metals and their compounds in the environment. VCH, Weinheim, s. 379-398.
- Fuchs K. 1991, Wirtschaftsgeschichte Oberschlesiens 1871-1945. Forschungsstelle Ostmitteleuropa, Dortmund.
- Galon R. (red.) 1972, Geomorfologia Polski t. 2. PWN, Warszawa.
- Gäbler H.E. 1997, Mobility of heavy metals as a function of pH of samples from an overbank sediment profile contaminated by mining activities. *J. Geochem. Explor.* 58, 185-194.
- Glasby G.P., Szefer P., Geldon J., Warzocha J. 2004, Heavy metal pollution of sediments from Szczecin Lagoon and the Gdańsk Basin, Poland. *Sci. Tot. Env.* 330, 249-269.
- Głosińska G., Sobczyński T., Boszke L., Bierła K., Siepak J. 2005, Fractionation of some heavy metals in bottom sediments from the middle Odra River (Germany/Poland). *Pol. J. Env. Stud.* 14, 305-317.
- Goetel W. 1957, Zagadnienie ochrony wód na tle stosunków w Niemczech środkowych. *Chrońmy Przycz. Ojcz.* 3, 14-21.
- Goldberg E.D., Hodge V., Koide M., Griffin J., Gamble E., Bricker O.P., Matisoff G. Holdren G.R., Braun R. 1978, A pollution history of Chesapeake Bay. *Geochem. Cosmochim. Acta* 42, 1413-1425.
- Gong Ch., Donahoe R.J. 1997, An experimental study of heavy metal attenuation and mobility in sandy loam soils. *Appl. Geochem.* 12, 243-254.
- Graf W.L. 1990, Fluvial dynamics of thorium-230 in the Church Rock Event, Puerco River, New Mexico. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 80, 327-342.
- Griethuysen C., Luitwieler M., Joziassie J., Koelmans A.A. 2005, Temporal variation of trace metal geochemistry in floodplain lake sediment subject to dynamic hydrological conditions. *Env. Pollut.* 137, 281-294.
- Grousset F.E., Jouanneau J.M., Castaing P., Lavaux G., Latouche C. 1999, A 70 year record of contamination from industrial activity along the Garonne River and its tributaries (SW France). *Est. Coast. Shelf Sci.* 48, 401-414.
- Hagner C. 2002, Regional and long-term patterns of lead concentrations in riverine, marine and terrestrial systems and humans in northwest Europe. *Water, Air, Soil Pollut.* 134, 1-39.
- Harland B.J., Taylor D., Wither A. 2000, The distribution of mercury and other trace metals in the sediments of the Mersey Estuary over 25 years 1974-1998. *Sci. Tot. Env.* 253, 45-62.
- He Q., Walling D.E. 1997, Spatial variability of the particle size composition of overbank floodplain deposits. *Water, Air, Soil Pollut.* 99, 71-80.
- Heim S., Schwarzbauer J., Kronimus A., Littke R., Woda C., Mangini A. 2004, Geochronology of anthropogenic pollutants in riparian wetland sediments of the Lippe River (Germany). *Org. Geochem.* 35, 1409-1425.
- Heininger P., Pelzer J. 1998, Trends and patterns in the contamination of sediments from federal waterways in eastern Germany. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 26, 218-225.
- Helios-Rybicka E. 1986, Rola minerałów ilastych w wiązaniu metali ciężkich przez osady rzeczne górnej Wisły. *ZN AGH Geologia* 32, ss. 121.
- Helios-Rybicka E. 1995, Environmental impact of the mining industry in Poland. W: Salomons W., Förstner U., Mader P., (red.) Heavy metals, problems and solutions. Springer, 271-285.
- Helios-Rybicka E., Wardas M., Strzebońska M., Budek L. 1997, Accumulation and mobilisation of heavy metals in the bottom and flood sediments of the River Oder. W: Landsberg-Uczciwek M., Adriaanse M., Enderlain R. (red.) Management of transboundary waters in Europe. 22-25 Sept. Mrzeżyno, Poland.
- Helios-Rybicka E., Strzebońska M., Budek L. 1998, Contaminated alluvia as the source of heavy metals (example Przemsza river, Upper Silesia, Poland). W: Sulovsky P., Zeman J. (red.) ENVIWEATH'96, Mat. Konf. Anthropogenic impact on weathering processes, Masaryk University, Brno.

- Helios-Rybicka E., Strzebońska M. 1999, Distribution and chemical forms of heavy metals in the flood 1997 sediments of the upper and middle Odra River and its tributaries, Poland. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27, 331-337.
- Helios-Rybicka E., Sikora W.S., Wójcik R., Wardas M., Strzebońska M., Adamiec E., Łagan Ł. 2000, Ocena zanieczyszczenia metalami ciężkimi osadów dennych górnej i środkowej Odry. *Gosp. Wodna* 8, 300-304.
- Helios-Rybicka E., Wardas M., Adamiec E., Strzebońska M. 2001, Ocena zanieczyszczenia rzek Odry i Wisły – przeszłość i teraźniejszość. *ZN AGH Geologia* 27, 659-671.
- Helios-Rybicka E., Adamiec E., Aleksander-Kwaterczak U. 2005, Distribution of trace metals in the Odra River system: water-suspended matter-sediments. *Limnologica* 35, 185-198.
- Helland A. 2001, The importance of selective transport and sedimentation in trend monitoring of metals in sediments. An example from the Glomma Estuary, East Norway. *Water, Air, Soil Pollut.* 126, 339-361.
- Hellman H. 1994, Load trends of selected chemical parameters of water quality and of trace substances in the Rhine River between 1955-1988. *Wat. Sci. Techn.* 29, 69-76.
- Hesselink A.W., Weerts H.J.T., Berendsen H.J.A. 2003, Alluvial architecture of the human-influenced river Rhine, The Netherlands. *Sedim. Geol.* 161, 229-248.
- Hindal R., Schlich J., De Vos W., Ebbing J., Swennen R., Van Keer I. 1996, Vertical distribution of elements in overbank sediment profiles from Belgium, Germany and the Netherlands. *J. Geochem. Explor.* 56, 105-122.
- Hodson M.E. 2004, Heavy metals – geochemical bogey men? *Env. Pollut.* 129, 341-343.
- Hong S., Candelone P., Soutif M., Boutron C.F. 1996, A reconstruction of changes in copper production and copper emissions to the atmosphere during the past 7000 years. *Sci. Tot. Env.* 188, 183-193.
- Horowitz J. 1985, A primer on trace metal-sediment chemistry. *Geol. Surv. Water-Supply Pap.* 2277.
- Howard A.D. 1992, Modelling channel migration and flood plain sedimentation in meandering streams. W: Carling P.A., Petts G.E. (red.) *Lowland floodplain rivers, geomorphological perspectives.* Wiley, Chichester, s. 1-41.
- Hudson-Edwards K.A. 2003, Sources, mineralogy, chemistry and fate of heavy metal-bearing particles in mining-affected river systems. *Mineral. Mag.* 67, 205-217.
- Hudson-Edwards K.A., Macklin M.G., Curtis Ch.D., Vaughan D.J. 1996, Processes of formation and distribution of Pb, Zn Cd and Cu -bearing minerals in the Tyne Basin, Northeast England: implications for metal-contaminated river systems. *Env. Sci. Tech.* 30, 72-80.
- Hudson-Edwards K.A., Macklin M.G., Curtis Ch.D., Vaughan D.J. 1998, Chemical remobilization of contaminant metals within floodplain sediments in an incising river system: implications for dating and chemostratigraphy. *Earth Surf. Proc. Landf.* 23, 671-684.
- Hudson-Edwards K.A., Macklin M.G., Taylor M.P. 1999, 2000 years of sediment-borne heavy metal storage in Yorkshire Ouse basin, NE England, UK. *Hydrol. Proc.* 13, 1087-1102.
- Huisman D.J., Vermeulen F.J.H., Baker J., Veldkamp A., Krooneneberg S.B., Klaver G.Th. 1997, A geological interpretation of heavy metal concentrations in soils and sediments in the southern Netherlands. *J. Geochem. Explor.* 59, 163-174.
- Jacob D.L., Otte M.L. 2003, Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilization? *Water, Air, Soil Pollut.* 3, 91-104.
- James A.J. 1989, Sustained storage and transport of hydraulic gold-mining sediment in the Bear River California. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 79, 570-592.
- Jankowski A., Křiž V. (red.) 1996, Tendencje zmian obiegu wody w zlewni górnej Odry. UŚ, Sosnowiec.
- Jankowski W., Świerkosz K. 1995, Korytarz ekologiczny doliny Odry. IUCN, Warszawa.

- Japenga J., Zschuppe K.H., De Groot A.J., Salomons W. 1990, Heavy metals and organic micropollutants in floodplains of the river Waal, a tributary of the river Rhine, 1958-1981. *Neth. J. Agric. Sc.* 38, 381-397.
- Jeziński A., Leszczyńska C. 1997, *Historia gospodarcza Polski*. Key Text, Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1993, *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN, Warszawa.
- Kempster H., Frenzel B. 2000, The impact of early mining and smelting on the local tropospheric aerosol detected in ombrotrophic peat bogs in the Harz, Germany. *Water, Air, Soil Pollut.* 121, 93-108.
- Kersten M., Förstner U. 1986, Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water. Sci. Tech.* 18, 121-130.
- Kersten M., Smedes F. 2002, Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. *J. Env. Monit.* 4, 109-115.
- Kesel R.H. 2003, Human modifications to the sediment regime of the Lower Mississippi River flood plain. *Geomorph.* 56, 325-334.
- Klimek K. 1999, A 1000 year alluvial sequence as an indicator of catchment/floodplain interaction: the Ruda valley, Sub-Carpathians, Poland. W: Brown A.G., Quine T.A. (red.) *Fluvial processes and environmental change*. Wiley, 329-343.
- Klimek K. 2002, Human-induced overbank sedimentation in the foreland of the eastern Sudety Mountains. *Earth Surf. Procc. Landf.* 27, 391-402.
- Kłosowski F., Runge J., Prokop R. 1996, Cechy struktury funkcjonalnej województwa katowickiego i ostrawsko-karwińskiego regionu przemysłowego. *Czasop. Geogr.* 67, 345-364.
- Knox J.C. 1987, Historical valley floor sedimentation in the Upper Mississippi Valley. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 77, 224-244.
- Kokot J. 1966, *Przemiany gospodarcze na Śląsku w latach 1945-55*. WSP, Opole.
- Korol R., Kolanek A., Strońska M. 2005, Trends in water quality variations in the Odra River the day before implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 35, 151-159.
- Kotlicka N.G. 1978, Stratygrafia osadów czwartorzędowych w dolinie Odry koło Raciborza. *Biul. Inst. Geol.* 300, 303-382.
- Koziński S. 1997, Funkcja żegluga Odry. *Czas. Geogr.* 68, 155-180.
- Kubec J. 2004, Odra jako część przyszłej transeuropejskiej drogi wodnej. *Gosp. Wodna* 2, 61-70.
- Kucharzewska K., Borkowski J., Kucharzewski A. 1991, Zawartość metali ciężkich w namulach i madach rzecznych Odry. *Mat. Konf. Geologiczne aspekty ochrony środowiska*. Kraków, 21-23 X, s. 172-181.
- Lacal J., Pilar da Silva M., Garcia R., Sevilla M.T., Procopio J.R., Hernandez L. 2003, Study of fractionation and potential mobility of metal in sludge from pyrite mining and affected river sediments: changes in mobility over time and use of artificial ageing as a tool in environmental impact assessment. *Env. Pollut.* 124, 291-305.
- Lacerda L.D. 1997, Global mercury emissions from gold and silver mining. *Water, Air, Soil Pollut.* 97, 209-221.
- Langedal M. 1997a, The influence of large antropogenic sediment source on the fluvial geomorphology of the Knabeana-Kvina rivers, Norway. *Geomorph.* 19, 117-132.
- Langedal M. 1997b, Dispersion of tailings in the Knabeana-Kvina drainage basin, Norway. *J. Geochem. Explor.* 58, 173-183.
- Langedal M., Otessen R.T. 1998, Airborne pollution in five drainage basins in eastern Finnmark, Norway: an evaluation of overbank sediments as sampling medium for environmental studies and geochemical mapping. *Water, Air, Soil Pollut.* 101, 377-398.

- Lecce S.A., Pavlovsky R.T. 2001, Use of mining-contaminated sediment tracers to investigate the timing and rates of historical flood plain sedimentation. *Geomorph.* 38, 85-108.
- Lecce S.A., Pavlovsky R.T., 2004, Spatial and temporal variations in the grain-size characteristics of historical flood plain deposits, Blue River, Wisconsin, USA. *Geomorph.* 61, 361-371.
- Lehmann J., Puff Th., Damke H., Eidam J., Henning K-H., Jülich W-D., Roßberg H. 1999, The Odra River load of heavy metals at Hohenwutzen during the flood in 1997. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27, 321-324.
- Lewandowski A., Przewłócki J. 1995, Engineering aspects of pollution in view of case studies carried out in Poland. W: Salomons W., Förstner U., Mader P., (red.) *Heavy metals, problems and solutions.* Springer, 259-270.
- Lewin J., Davies B.E., Wolfenden P.J. 1977, Interactions between channel change and historic mining sediment. W: Gregory R.J. (red.) *River channel changes,* Wiley, Chichester, s. 353-367.
- Li X., Thornton I. 2001, Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities. *Appl. Geochem.* 16, 1693-1706.
- Littlewood I.G., Watts C.D., Custance J.M. 1998, Systematic application of United Kingdom river flow and quality databases for estimating annual river mass loads (1975-1994). *Sci. Tot. Env.* 210/211, 21-40.
- Łajczak A. 1995a, The impact of river regulation, 1850- 1990, on the channel and floodplain of the Upper Vistula River, southern Poland. W: Hickin E.J. (Red.) *River geomorphology,* Wiley, Chichester, s. 209-233.
- Łajczak A. 1995b, Potential rates of the present-day overbank sedimentation in the Vistula valley at the Carpathian Foreland, southern Poland. *Quaest. Geogr.* 17/18, 41-54.
- Łajczak A. 2003, Contemporary transport of suspended material and its deposition in the Vistula River, Poland. *Hydrobiologia* 494, 43-49.
- Łajczak A., Jansson M.B. 1993, Suspended sediment yield in the Baltic drainage basin. *Nordic Hydrol.* 24, 31-52.
- Macklin M.G., Klimek K. 1992, Dispersal, storage and transformation of metal-contaminated alluvium in the Upper Vistula basin, southwest Poland. *Appl. Geogr.*, 12, 7-30.
- Macklin M.G., Ridgway J., Passmore D.G., Rumsby B.T. 1994, The use of overbank sediment for geochemical mapping and contamination assessment: results from selected English and Welsh floodplains. *Appl. Geochem.* 9, 689-700.
- Macklin M.G., Brewer P.A., Balteanu D., Coulthard T.J., Driga B., Howard A.J., Zaharia S. 2003, The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures County, upper Tisa Basin, Romania. *Appl. Geochem.* 18, 241-257.
- Magiligan F.J. 1992, Sedimentology of a fine-grained aggrading floodplain. *Geomorph.* 4, 393-408.
- Malle K.G. 1990, The pollution of the River Rhine with heavy metals. W: Heling D., Rothe R., Förstner U., Stoffers P. (red.) *Sediments and environmental geochemistry. Selected aspects and case histories.* Springer, Berlin, s. 279-289.
- Malkiewicz T. 1997, Odrzańska droga wodna – potrzeby odcinka skanalizowanego górnej Odry i Odry swobodnie płynącej od Brzegu Dolnego do ujścia Nysy Łużyckiej. *Mat. konf. Gospodarcze wykorzystanie Odry, Civitas Christiana, Zielona Góra,* 51-62.
- Mansfeldt T. 2004, Redox potential of bulk soil and soil solution concentration of nitrate, manganese, iron and sulfate in two Gleysols. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 7-16.
- Marriott S.B. 1996, Analysis and modelling of overbank deposits. W: Anderson M.G., Walling D.E., Bates P.D. *Floodplain processes.* Wiley, 63-93.
- Marron D.C. 1989, Physical and chemical characteristics of a metal-contaminated overbank deposit, west-central South Dakota, USA. *Earth Surf. Procc. Landf.* 14, 419-432.
- Martin C.W. 1997, Heavy metal concentrations in floodplain surface soils, Lahn River, Germany. *Env. Geol.* 30, 119-125.

- Martin C.W. 2000, Heavy metal trends in floodplain sediments and valley fill, River Lahn, Germany. *Catena* 39, 53-68.
- Martinez C.E., Jacobson A.R., McBride M.B. 2003, Aging and temperature effects on DOC and elemental release from a metal contaminated soil. *Env. Pollut.* 122, 135-143.
- Maskall J., Whitehead K., Gee C., Thornton I. 1996, Long-term migration of metals at historical sites. *Appl. Geochem.* 12, 7-30.
- Massmann G., Pekdeger A., Merz C. 2004, Redox processes in the Oderbruch polder groundwater flow system in Germany. *Appl. Geochem.* 19, 863-886.
- Matschullat J., Ellminger F., Agdemir N., Cramer S., Ließmann W., Niehoff N. 1997, Overbank sediment profiles – evidence of early mining and smelting activities in the Harz mountains, Germany. *Appl. Geochem.* 12, 105-114.
- Matschullat J., Ottenstein R., Reimann C. 2000, Geochemical background – can we calculate it? *Env. Geol.* 39, 990-1000.
- Meybeck M. 2003, Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.1*, 1379, 1-21.
- Micha J.C., Borlee U.K.C. 1989, Recent historical changes on the Belgian Meuse. W: Petts G.E. (Red.) *Historical change of large alluvial rivers: western Europe*. Wiley, 269-293.
- Michałkiewicz S. (red.) 1970, *Historia Śląska t. II, cz. 2*, Ossolineum, Wrocław.
- Michałkiewicz S. (red.) 1985, *Historia Śląska t. III, cz. 2*, Ossolineum, Wrocław.
- Middelkoop H. 2000, Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. *Neth. J. Geosc.* 79, 411-428.
- Middelkoop H. 2002, Reconstructing floodplain sedimentation rates from heavy metal profiles by inverse modelling. *Hydrol. Proc.* 16, 47-64.
- Mikulski Z. 1963, *Zarys hydrografii Polski*. PWN, Warszawa.
- Miller J.R. 1997, The role of fluvial processes in the dispersal of heavy metals from mine sites. *J. Geochem. Explor.* 58, 101-118.
- Miller J., Barr R., Grow D., Lechler P., Richardson D., Waltman K., Warwick J. 1999, Effects of the 1997 flood on the transport and storage of sediment and mercury within the Carson River valley, west-central Nevada. *J. Geol.* 107, 313-327.
- Moody J.A., Pizzuto J.E., Meade R.H. 1999, Ontogeny of a flood plain. *Geol. Soc. Am. Bull.* 111, 291-303.
- Moody J.A., Troutman B.M. 2000, Quantitative model of the growth of floodplains by vertical accretion. *Earth Surf. Proc. Landf.* 25, 115-133.
- Mulligan C.N., Yong R.N., Gibbs B.F. 2001, Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Eng. Geol.* 60, 193-207.
- Muszyński W. 1948, Rozwój regulacji Odry. *Gosp. Wodna*, 5/6, 127-132.
- Müller A., Wessels M. 1999, The flood in the Oder River 1997 – impact of suspended solids on water quality. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27, 316-320.
- Müller-Navarra S.H., Huber K., Komo H. 1999, Model simulations of the transport of Odra flood water through the Szczecin Lagoon into the Pomeranian Bight in July/August 1997. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27, 364-373.
- Nanson G.C., Beach H.F. 1977, Forest succession and sedimentation on meandering river floodplain. *J. Biogeogr.* 4, 229-251.
- Neumann T., Leipe T., Shimmield G. 1998, Heavy metal enrichment in surficial sediments in the Oder River discharge area: source or sink for heavy metals? *Appl. Geochem.* 13, 329-337.

- Niedźwiecki E., Protasowicki M., Wojcieszczuk T., Zablocki Z., Meller E., Malinowski R., Sammek A. 2001, Osady torów wodnych, kanałów portowych oraz możliwości ich wykorzystania na przykładzie pola refulacyjnego Ostrów Grafowski Grafowski Szczecinie. *Fol. Uniw. Agric. Stetin.* 217, *Agricultura* 87: 159-164.
- Niemirycz E. 1999, The pollution load from river Odra in comparison to that in other Polish rivers in 1988-1997. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27, 286-291.
- Ocena stanu środowiska na obszarach objętych powodzią w 1997 roku; województwo wrocławskie 1998. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Wrocław.
- Ochrona Środowiska 2004, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Olszewska B., Pływaczek L., Łyczko W. 2004, Warunki wodne w dolinie Odry w rejonie Brzeg Dolny - Malczyce. W: *Geologiczne i środowiskowe problemy gospodarowania i ochrony doliny górnej i środkowej Odry*. PIG, Wrocław, s. 71-82.
- O'Reilly Wiese S.B., MacLeod C.L., Lester J.N. 1997, A recent history of metal accumulation in the sediments of the Thames Estuary, UK. *Estuaries* 20, 483-493.
- Owens P.N., Walling D.E., Leeks G.J.L. 1999, Deposition and storage of fine-grained sediment within the main channel system of the river Tweed, Scotland. *Earth Surf. Proc. Landf.* 24, 1061-1076.
- Papini M.P., Bianchi A., Grimaldi C., Behra P. 2004, The effect of oxide coating dissolution on Cd transport through a natural quartz sand. *Water, Air, Soil Pollut.* 159, 49-65.
- Pavlovic G., Barisic D., Lovrencic I., Orescanin V., Prohic E. 2005, Use of fallout ¹³⁷Cs for documenting the chronology of overbank sediments from the Sava River, Croatia, and interpreting their geochemical patterns. *Env. Geol.* 47, 475-481.
- Pazdro Z. 1983, *Hydrogeologia ogólna*. Wyd. Geol., Warszawa.
- Pempkowiak J., Chiffolleau J.F., Staniszewski A. 2000, The vertical and horizontal distribution of selected trace metals in the Baltic Sea of Poland. *Est. Coast. Shelf Sci.* 51, 115-125.
- Pennington W., Cambay R.S., Fisher E.M. 1976. Observations on lake sediment using fallout ¹³⁷Cs as a tracer. *Nature* 242, 342-346.
- Pierenkamper T. 1992, *Industriegeschichte Oberschlesiens in 19. Jahrhundert*. Otto Harrasowitz, Wiesbaden.
- Piestrzyński A. i in. (red.) 1996, *Monografia KGHM Polska Miedź SA. CBPM Cuprum*, Wrocław.
- Piotrowski S. 2004, Geochemical characteristics of bottom sediments in the Odra River estuary – Roztoka Odrzańska (north-west Poland). *Geol. Quart.* 48, 61-76.
- Pirrie D., Power D., Wheeler P.D., Cundy A., Bridges C., Davey G. 2002, Geochemical signature of historical mining: Fovey Estuary, Cornwall, UK. *J. Geochem. Explor.* 76, 31-43.
- Plant J.A., Klaver G., Locutura J., Salminen R., Vrana K., Fordyce F.M. 1997, The forum of European Geological Surveys Geochemistry Task Group inventory 1994-1996. *J. Geochem. Explor.* 59, 123-146.
- Pohl C., Hennings U., Siegel H., Bachor A. 2002, Trace metal impact into the Baltic Sea during the exceptional Oder flood in summer 1997. *Mar. Chem.* 79, 101-111.
- Prokop Z., Vangelheuwe M.L., van Sprang P.A., Janssen C.R., Holoubek I. 2003, Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land. *Ecotox. Env. Safety* 54, 65-73.
- Protasowicki M., Niedźwiecki E., Cierszko W., Meller E. 1994, Ocena stanu zanieczyszczenia wybranych elementów ekosystemu Zalewu Szczecińskiego niektórymi metalami ciężkimi i związkami chloroorganicznymi. W: *Zalew Szczeciński- Zalew Wielki, zmiany jakościowe w wieloleciu*. PIOŚ, Warszawa, 63-83.
- Protasowicki M., Niedźwiecki E., Cierszko W., Schalitz G. 1997, The heavy metal and organic substances content in the bottom sediments Western and Eastern part of the Odra River between Widuchowa and Szczecin. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Szczecinie* 180 (67), 63-69.

- Protasowicki M., Niedźwiecki E., Cierieszko W., Perkowska A., Meller E. 1999, The comparison of sediment contamination in the area of estuary and the lower course of the Odra before and after the flood of summer 1997. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27, 338-342.
- Przewłocki J., Blezel H., Korol R. 1992, Zanieczyszczenie wód dorzecza Odry metalami ciężkimi oraz możliwości jego zmniejszenia. *Ochr. Środ. i Zas. Nat.* 4, 21-32.
- Puls W., Gerwinski W., Haarich M., Schirmacher M., Schmidt D. 1997, Lead budget for the German Bight. *Mar. Poll. Bull.* 34, 410-418.
- Rang M.C., Schouten C.J. 1989, Evidence for historical heavy metal pollution in floodplain soils: the Meuse. W: Petts G.E. (red.) *Historical change of large alluvial rivers: western Europe.* Wiley, Chichester, 127-142.
- Räisänen M.L., Kashulina G., Bogatyrev I. 1997, Mobility and retention of heavy metals, arsenic and sulphur in podzols at eight locations in northern Finland and Norway and the western half of the Russian Kola Peninsula. *J. Geochem. Explor.* 59, 175-195.
- Reeves R.D., Brooks R.R. 1978, Trace element analysis of geological materials. Wiley, New York, ss. 421.
- Renberg J., Parssons M.W., Emteryd O. 1994, Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature* 368, 32-326.
- Ridgeway J., Shimmield G. 2002, Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Est. Coast. Shelf Sci.* 55, 903-928.
- Rinaldi M. 2003, Recent channel adjustments in alluvial rivers of Tuscany, central Italy. *Earth Surf. Procc. Landf.* 28, 587-608.
- Rinaldi M., Wyzga B., Surian N. 2005, Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives. *Riv. Res. Appl.* 21, 805-828.
- Rose A.W., Hawkes H.E., Webb J.S. 1979, *Geochemistry in mineral exploration.* Academic Press, London, ss. 657.
- Rowan J.S., Barnes S.J.A., Hetherington S.L., Lambers B., Parsons F. 1995, Geomorphology and pollution: the environmental impacts of lead mining, Leadhills, Scotland. *J. Geochem. Explor.* 52, 57-65.
- Ruiz F., Gonzalez-Regalado M.L., Borrego J., Morales J.A., Pendon J.G., Muñoz J.M. 1998, Stratigraphic sequence, elemental concentrations and heavy metal pollution in Holocene sediments from the Tinto-Odiel Estuary. *Env. Geol.* 34, 270-278.
- Rumsby B. 2000, Vertical accretion rates in fluvial systems: a comparison of volumetric and depth-based estimates. *Earth Surf. Proc. Landf.* 25, 617-631.
- Salomons W. 1995, Long-term strategies for handling contaminated sites and large-scale area. W: Salomons W., Sigliani W.M. (red.) *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments.* Springer, Berlin, s.1-30.
- Schlieker M., Schüring J., Hencke J., Schulz H.D. 2001, The influence of redox processes on trace element mobility in a sandy aquifer – an experimental approach. *J. Geochem. Explor.* 73, 167-179.
- Schulte-Rentrop A., Costa-Cabral M., Vink R. 2005, Modelling the overland transport of lead deposited from the atmosphere in the Elbe catchment over four decades (1958-1995). *Water, Air, Soil Pollut.* 160, 271-291.
- Schumm S.A., Lichty R.W. 1963, Channel widening and flood plain construction along Cimarron River in southwestern Kansas. *Geol. Surv. Proff. Pap.* 352-D.
- Schwartz R.. 2006, Geochemical characterisation and erosion stability of fine-grained groyne field sediments of the Middle Elbe River, *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 34 (3), 223-233.
- Settle D.M., Patterson C.C. 1980, Lead in Albacore: guide to lead pollution in Americans. *Science* 207, 1167-1176.
- Seuntjens P. 2002, Field-scale cadmium transport in a heterogeneous layered soil. *Water, Air, Soil Pollut.* 140, 401-423.

- Siggers G.B., Bates P.D., Anderson M.G., Walling D.E., He Q. 1999, A preliminary investigation of the integration of modelled floodplain hydraulics with estimates of overbank floodplain sedimentation derived from ^{210}Pb and ^{137}Cs measurements. *Earth Surf. Proc. Landf.* 24, 211-231.
- Simons C.T., Pierini M.L., Hutson J.L. 2002, Laboratory investigation of variable-density flow and solute transport in unsaturated-saturated porous media. *Transp. Por. Med.* 47, 215-244.
- Smith D.R., Flegal A.R. 1995, Lead in the biosphere: recent trends. *Ambio* 24, 21-27.
- Smith L.M., Winkley B.R. 1996, The response of the Lower Mississippi River to river engineering. *Eng. Geol.* 45, 433-455.
- Stangenberg W. 1957, Obecny stan zagadnień ochrony wód przed zanieczyszczeniem. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 3, 3-13.
- Stewart M.D., Bates P.D., Price D.A., Burt T.P. 1998, Modelling the spatial variability in floodplain soil contamination during flood events to improve chemical mass balance estimates. *Hydrol. Proc.* 12, 1233-1255.
- Sukhodolov A., Uijtewaal V.S.J., Engelhardt Ch. 2002, On the correspondence between morphological and hydrodynamical patterns of groyne fields. *Earth Surf. Proc. Landf.* 27, 289-305.
- Surian N., Rinaldi M. 2003, Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorph.* 50, 307-326.
- Swennen R., Van Keer I., De Vos W. 1994, Heavy metal contamination in overbank sediments of the Geul river (east Belgium): its relation to former Pb-Zn mining activities. *Env. Geol.* 24, 12-21.
- Swennen R., Van der Sluys J. 1998, Zn, Pb, Cu and As distribution patterns in overbank and medium-order stream sediment samples: their use in exploration and environmental geochemistry. *J. Geochem. Explor.* 65, 27-45.
- Swennen R., van der Sluys J., Hindel R., Brusselmans A. 1998, Geochemistry of overbank and high-order stream sediments in Belgium and Luxembourg: a way to assess environmental pollution. *J. Geochem. Explor.* 62, 67-79.
- Szczepankiewicz S. 1959, Dolina Odry między Wrocławiem i Brzegiem Dolnym. *Czas. Geogr.* 30, 263-283.
- Tack F.M.G., Singh S.P., Verloo M.G. 1999, Leaching behaviour of Cd, Cu, Pb and Zn in surface soils derived from dredged sediments. *Env. Pollut.* 106, 107-114.
- Taylor M.P. 1996, The variability of heavy metals in floodplain sediments: a case study from mid Wales. *Catena* 28, 71-87.
- Ten Brinke W.B.M., Schoor M.M., Sorber A.M., Berendsen H.J.A. 1998, Overbank sand deposition in relation to transport volumes during large-magnitude floods in the Dutch sand-bed river system. *Earth Surf. Proc. Landf.* 23, 809-824.
- Thonon I. 2006, Deposition of sediment and associated heavy metals on floodplains. *Neth. Geogr. Stud.* 337, ss. 174, Utrecht.
- Tomassi-Morawiec H. 1998, Niektóre pierwiastki śladowe w glebach rejonu Wrocławia przed powodzią i po powodzi w 1997 roku. *Prz. Geol.* 46, 947-951.
- Valette-Silver N. 1993, The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16, 577-588.
- Vandecasteele B., De Vos B., Tack F.M.G. 2003, Temporal-spatial trends in heavy metal contents in sediment-derived soils along the Sea Scheldt river (Belgium). *Env. Pollut.* 122, 7-18.
- Van den Berg G.A., Loch J.P.G., Winkels H.J. 1998, Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in the Netherlands. *Water, Air, Soil Pollut.* 377-388.
- Van den Berg G.A., Buyck S.E.J., van de Hoop M.A.G.T., van der Heijdt L.M., Zwolsman J.J.G. 2001, Vertical profiles of trace metals and acid-volatile sulphide in a dynamic sedimentary environment: Lake Ketel, The Netherlands. *Appl. Geochem.* 16, 781-791.

- Van Urk G., Smit H. 1989, The lower Rhine geomorphological changes. W: Petts G.E. (red.) Historical change of large alluvial rivers: western Europe. Wiley, Chichester, 167-182.
- Vidal M., Lopez-Sanchez J.F., Sestre J., Jimenez G., Dagnac T., Rubio R., Rauret G. 1999, Prediction of the impact of the Aznalcollar toxic spill on the trace element contamination of agricultural soils. *Sci. Tot. Env.* 242, 131-148.
- Vink R., Behrendt H., Salomons W. 1999, Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: an analysis of point and diffuse sources. *Wat. Sci. Tech.* 39, 215-223.
- Walling D.E., Bradley S.B. 1989, Rates and patterns of contemporary floodplain sedimentation: a case study of the River Culm, Devon, UK. *GeoJournal* 19, 53-62.
- Walling D.E., He Q. 1994, Rates of overbank sedimentation on the flood plains of several British rivers during the past 100 years. *IAHS Publ.* 224, 203-210.
- Walling D.E., He Q., Nicholas A.P. 1996, Floodplains as suspended sediment sinks. W: Anderson M.G., Walling D.E., Bates P.D. (red.) *Floodplain processes*. Wiley, Chichester, s. 399-437.
- Walling D.E., Owens P.N., Leeks G.J.L. 1999, Rates of contemporary overbank sedimentation and sediment storage on the floodplains of the main channel systems of the Yorkshire Ouse and River Tweed, UK. *Hydrol. Proc.* 13, 993-1009.
- Walling D.E., Owens P.N., Carter J., Leeks G.J.L., Lewis S., Meharg A.A., Wright J. 2003, Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Appl. Geochem.* 18, 195-220.
- Wardas M., Helios-Rybicka E., Pytel M. 1991, Metale ciężkie i ich formy związania w osadach dennych rzeki Odry. W: *Mat. Konf. Geologiczne aspekty ochrony środowiska*, 21-23 X, AGH, Kraków, s. 197-202.
- Warowna J. 1999, Ewolucja koryta Wisły w przelomie przez Wyżyny Środkowopolskie w ostatnich 200 latach. W: *Kucharczyk M. (red.) Problemy renaturalizacji dolin dużych rzek Europy*. UMCS, Lublin, s. 35-40.
- Wiesner L., Günther B., Fenske C. 2001, Temporal and spatial variability in the heavy metal content of *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Molusca: Bivalvia) from kleines Haff (northeastern Germany). *Hydrobiologia* 443, 137-145.
- Wilczewski R. 1968, *Dynamika produkcji i przesunięcia przestrzenne przemysłu w Polsce w latach 1946-65*. PWN, Warszawa.
- Wilkens B.J., Loch J.P.G. 1997, Accumulation of cadmium and zinc from diffuse immision on acid sandy soils, as a function of soil composition. *Water, Air, Soil Pollut.* 96, 1-16.
- Winkels H.J., Kroonenberg S.B., Lychagin M.Y., Marin G., Rusakov G.V., Kasimov N.S. 1998, Geochronology of priority pollutants in sedimentation zones of the Volga and Danube delta in comparison with the Rhine delta. *Appl. Geochem.* 13, 581-591.
- Winter J., Zaleski J. 2000, Strategia modernizacji odrzańskiego systemu wodnego – Program dla Odry 2006. *Gosp. Wodna* 9, 328-335.
- Wolman M.G., Leopold L.B. 1957, River flood plains: some observations on their formation. *Geol. Surv. Prof. Pap.* 282-C, 87-107.
- Wyżga B. 1993, River response to channel regulation: case study of the Raba River, Carpathians, Poland. *Earth Surf. Proc. Landf.* 18, 541-556.
- Wyżga B. 2001, Wpływ pogłębiania się koryt karpackich dopływów Wisły na zmiany warunków sedymentacji pozakorytowej. W: *Przemiany środowiska na Pogórzu Karapckim t. 1*. IGUJ, Kraków, s. 83-104.
- Zhang Y. 2003, 100 years of Pb deposition and transprt in soils in Champaign, Illinois, USA. *Water, Air, Soil Pollut.* 146, 197-210.
- Zober S., Magnuszewski A. 1998, Wyszogród Island (Vistula River, Poland) sediments: hydrological explanation of heavy metal concentrations. *J. Geochem. Explor.* 64, 35-45.

- Zwoliński Z. 1992, Sedimentology and geomorphology of overbank flows on meandering river floodplains. *Geomorph.* 4, 367-379.
- Zwolsman J.J.G., van Eck G.T.M., Burger G. 1996, Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments from the Scheldt Estuary, south-west Netherlands. *Est. Coast. Shelf Sci.* 43, 55-79.

Zeszyty STUDIA NATURAE wydane w ostatnich latach
Recently published fascicles of STUDIA NATURAE

- Kotańska M. 1993. Response of wet meadows of the *Calthion* alliance to variations of weather and management practices – a thirteen-year study of permanent plots (Reakcja wilgotnych łąk ze związku *Calthion* na zmienność pogody i sposób użytkowania – 13 lat badań na stałych poletkach). *Studia Naturae* 40.
- Wpływ narciarstwa i turystyki pieszej na przyrodę masywu Pilska (The impact of skiing and hiking on the nature of the Pilsko Massif). 1996. Opr. zbiorowe pod red. A. Łajczaka, S. Michalika i Z. Witkowskiego. *Studia Naturae* 41.
- Geochrona Beskidu Sądeckiego i Kotliny Sądeckiej (Geoconservation of the Beskid Sądecki Mountains and the Sącz Basin, Polish Carpathians). 1996. Opr. zbiorowe pod red. Z. Alexandrowicz. *Studia Naturae* 42.
- Barabasz B. 1997. Zmiany roślinności łąk w północnej części Puszczy Niepołomickiej w ciągu 20 lat (Changes in the meadows of the northern part of the Niepołomice Forest). *Studia Naturae* 43.
- Environmental degradation in the Czarna Wiselka and Biała Wiselka catchments, Western Carpathians [Degradacja środowiska w zlewniach Czarnej Wiselki i Białej Wiselki (Karpaty Zachodnie)]. 1998. Opr. zbiorowe pod red. S. Wróbla. *Studia Naturae* 44.
- Zarzycki J. 1999. Ekologiczne podstawy kształtowania ekosystemów łąkowych Babiogórskiego Parku Narodowego (Ecological principles of meadow ecosystem management in the Babia Góra National Park, Western Carpathians). *Studia Naturae* 45.
- Groty Kryształowe w kopalni soli Wieliczka (Crystal caves in the Wieliczka salt mine). 2000. Opr. zbiorowe pod red. Z. Alexandrowicz. *Studia Naturae* 46.
- Jakubiec Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w polskiej części Karpat (The brown bear *Ursus arctos* L. in the Polish part of the Carpathians). *Studia Naturae* 47.
- Gonera M. 2001. Otwornice (Foraminiferida) i paleośrodowisko formacji badenianu (miocen środkowy) na obszarze Górnego Śląska [Foraminiferida and paleoenvironment of the Badenian formations (Middle Miocene) in Upper Silesia (Poland)]. *Studia Naturae* 48.
- Charakterystyka i mapa zbiorowisk roślinnych Pienińskiego Parku Narodowego (Characteristics and map of plant communities of the Pieniny National Park). Opr. zbiorowe pod red. R. Kaźmierczakowej. *Studia Naturae* 49.
- Profus P. 2006. Zmiany populacyjne i ekologia rozrodu bociana białego *Ciconia ciconia* L. w Polsce na tle populacji Europejskiej. Synteza. (Population changes and breeding ecology of the white stork *Ciconia ciconia* L. in Poland against a background of the European population. Synthesis). *Studia Naturae* 50.
- Gwiazda R. 2006. Strategie pokarmowe ptaków rybożernych w warunkach sztucznych zbiorników wodnych południowej Polski. (Foraging strategies of fish-eating birds in conditions of artificial reservoirs in southern Poland. *Studia Naturae* 51.

Inne wydawnictwa Instytutu Ochrony Przyrody PAN

Other publications of the Institute of Nature Conservation of the Polish Academy of Sciences

NATURE CONSERVATION – rocznik, wydawnictwo naukowe (annual, scientific publication)

CHROŃMY PRZYRODĘ OJCZYSTĄ – dwumiesięcznik, czasopismo popularno-naukowe
LET US PROTECT THE INDIGENOUS NATURE OF OUR HOMELAND – bimonthly, popular
scientific periodical

SUPPLEMENTA ad ACTA HYDROBIOLOGICA – wydawnictwo naukowe (scientific publication)

Wszystkie pozycje wydawnicze można nabyć w Instytucie Ochrony Przyrody PAN, al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, tel. 634-48-65 w. 112. Można je również otrzymać za zaliczeniem pocztowym.

II 412/02

