

UNIWERSYTET ŚLĄSKI W KATOWICACH
WYDZIAŁ NAUK PRZYRODNICZYCH
INSTYTUT BIOLOGII, BIOTECHNOLOGII
I OCHRONY ŚRODOWISKA

Sebastian Kuś

ROZPRAWA DOKTORSKA

Opracowanie oraz implementacja systemu wczesnego ostrzegania o zagrożeniach środowiskowych dedykowanego użytkownikom oraz administratorom publicznych ośrodków rekreacyjno-sportowych

Promotorki:

dr hab. Iwona Jelonek, prof. UŚ

dr hab. Edyta Sierka, prof. UŚ

Katowice, 2023

*Serdecznie dziękuję moim Promotorkom
dr hab. Iwonie Jelonek, prof. UŚ
oraz **dr hab. Edycie Sierce, prof. UŚ**
za opiekę, nieocenione wsparcie merytoryczne
za cierpliwość oraz poświęcony mi czas.
Dziękuję także Panu **dr Zbigniewowi Jelonkowi**
za cenne podpowiedzi i wsparcie merytoryczne.*

Spis treści

Wstęp	5
1. Cele pracy	8
1.1. Cel naukowy	8
1.2. Cel wdrożeniowy	8
2. Struktura rozprawy doktorskiej	9
3. Charakterystyka terenu badań	10
4. Identyfikacja zagrożeń środowiskowych w obrębie kąpielisk – instrumenty prawne 18	
4.1. Jakość wody	18
4.1.1. Definicja ustawowa kąpieliska	18
4.1.2. Zakres ustawowych badań	20
4.1.3. Profil wody	21
4.1.4. Informowanie społeczeństwa o jakości wody w kąpieliskach i ewentualnych zagrożeniach związanych z korzystania z nich	22
4.2. Jakość podłoża	23
4.3. Jakość powietrza	26
4.4. Antropogeniczne zbiorniki a bezpieczeństwo użytkowników	27
5. Zagrożenia środowiskowe w obrębie kąpielisk	32
5.1. Sposoby oceny jakości wód w zbiornikach	32
5.2. Sposoby oceny bezpieczeństwa użytkowania piasków plażowych	34
5.3. Sposoby oceny bezpieczeństwa użytkowania oraz jakości powietrza	34
6. Materiały i metody	36
6.1. Charakterystyka powierzchni badań	36
6.2. Badania wody	40
6.3. Badania parametrów biologicznych wody	43
6.3.1. Dominanty i grupy funkcjonalne fitoplanktonu	44
6.3.2. Inne zagrożenia biologiczne	45
6.4. Analizy statystyczne wyników badań wody	45
6.5. Badania zanieczyszczeń plaży	45
6.6. Badania zanieczyszczeń powietrza	47
6.7. Wyznaczenie poziomów referencyjnych dla czynników wskazujących zagrożenia ze strony środowiska dla użytkowników kąpieliska	48
6.8. Określenie wartości referencyjnych będących podstawą podejmowania działań w zakresie funkcjonowania kąpieliska: jakość wody	48
6.9. Określenie wartości referencyjnych będących podstawą podejmowania działań w zakresie funkcjonowania kąpieliska: jakość piasku plażowego	49

6.10.	Określenie wartości referencyjnych będących podstawą podejmowania działań w zakresie funkcjonowania kąpieliska: jakość powietrza	50
7.	Wyniki badań i analiz	51
7.1.	Zlewnia zbiornika i identyfikacja miejsc zanieczyszczenia zbiornika.....	51
7.2.	Jakość wody – parametry fizyczne, chemiczne, biologiczne i petrograficzne.....	52
7.2.1.	Parametry fizykochemiczne	52
7.2.2.	Parametry biologiczne.....	58
7.3.	Wskaźniki troficzne.....	62
7.4.	Inne zagrożenia biologiczne	64
7.5.	Jakość piasku	64
7.6.	Jakość powietrza.....	65
8.	Poziomy referencyjne.....	66
8.1.	Wody zbiornika	66
8.2.	Piaski plażowe.....	67
8.3.	Powietrze	67
9.	Wdrożenie	69
10.	Podsumowanie.....	73
11.	Literatura.....	75

Wstęp

Woda, zarówno słona jak i słodka, wykorzystywana jest również w celach rekreacyjnych (Williams i Ryan, 2003; Breen i in., 2018). Niemal na wszystkich kontynentach, w rejonie zbiorników wodnych zorganizowane są miejsca rekreacji, gdzie użytkownicy mogą korzystać z wody na różne sposoby: pływając bądź nurkując, wędkując czy czerpiąc z dobrodziejstw natury w sposób bierny - obserwując otaczającą ich przyrodę (Sierka i in., 2012).

Miejsca rekreacji organizowane są zarówno przy linii brzegowej oceanów i mórz, jak również zbiorników śródlądowych – jezior, powstałych w zagłębieniach terenu utworzonych przez działanie lądolodu bądź lodowca górskiego (rys.1) czy też zbiorników antropogenicznych, powstałych jako efekt zamierzonej działalności człowieka (rys. 2).



Rysunek 1. Jezioro Skanda - przykład naturalnego jeziora polodowcowego (fot. S. Kuś).

Antropogeniczne zbiorniki gromadzące wody opadowe, powierzchniowe lub podziemne powstają najczęściej na skutek eksploatacji surowców energetycznych, między innymi węgla kamiennego i brunatnego, surowców skalnych – tj. żwiru, piasków, granitów, wapieni czy też rud metali – miedzi, żelaza, itp.



Rysunek 2. Zbiornik „Sosina” – zawadnione wyrobisku piasku (fot. S. Kuś).

Priorytetowym zadaniem dla zarządców zbiorników wodnych przeznaczonych o rekreacji jest utrzymanie dobrej jakości wody, plaży i otoczenia zbiornika. Decyduje to nie tylko o atrakcyjności danego miejsca, ale przede wszystkim ma duży wpływ na bezpieczeństwo i zdrowie użytkowników (Młynarczyk i in., 2008). Z tego też powodu ustanowiono wytyczne zmierzające do ujednoczenia zasad i kryteriów oceny jakości wody jak i miejsc bezpośrednio z nią sąsiadujących przeznaczonych do rekreacji zarówno na obszarze Unii Europejskiej (Dyrektywa 2006/7/WE PE, 2000) jak i poza jej terytorium (Coastal Health Act., 2000). Uregulowano również kwestie obejmujące możliwości wykorzystania wód do kąpieli (Dyrektywa 2006/7/WE PE, 2006). Obowiązują również akty prawne na poziomie krajowym wskazujące dopuszczalne poziomy zanieczyszczeń wraz z metodykami monitoringu środowiska, obejmującymi m.in. jakość wód, jakość powietrza oraz monitoring jakości gleby.

O ile wody mórz i oceanów są szeroko badane przez naukowcówto wielofunkcyjne zbiorniki śródlądowe są znacznie mniej eksplorowane, jeśli chodzi o ocenę jakości wód rekreacyjnych, jakości plaż i zidentyfikowanych zagrożeń (Zimoch i Paciej, 2013) w szczególności nie poświęcono uwagi zbiornikom o genezie poeksploatacyjnej zarówno odkrywkowej jak i głębinowej (Kuś i in., 2022 a).

Jednak, jak dotąd, żadna jednostka samorządu terytorialnego nie podjęła się opracowania i wprowadzenia stałego systemu monitorującego kluczowych parametrów środowiska, który jednocześnie byłby systemem wczesnego ostrzegania przed potencjalnymi zagrożeniami.

Zarówno rosnąca świadomość społeczna w zakresie dostępu do informacji o zagrożeniach w środowisku życia jak i rozwijające się nowoczesne technologie, sprzyjają rozwojowi sprawnej i precyzyjnej ocenie, a co za tym idzie, szybkiemu pozyskiwaniu szczegółowych danych, które mogą być podstawą do podejmowania działań informacyjnych lub mitygujących zagrożenia (Panasiewicz, 2013).

Stąd analiza istniejących typów zagrożeń środowiskowych, wskazanie instrumentów i narzędzi oraz ich uzupełnienie o nowe systemowe rozwiązania służące identyfikacji i zapobieganiu występowania zagrożeń w wielofunkcyjnych akwenach wodnych stała się przedmiotem niniejszej pracy.

Prace w ramach programu „Doktorat wdrożeniowy” Ministerstwa Edukacji i Nauki realizowano w Szkole Doktorskiej Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach.

Program oparty jest na współpracy jednostek szkolnictwa wyższego z otoczeniem społeczno-gospodarczym i zakłada kształcenie doktorantów we współpracy z zatrudniającymi ich przedsiębiorcami, a następnie wdrażanie w tych podmiotach wyników prowadzonej przez doktorantów działalności naukowej.

1. Cele pracy

1.1. Cel naukowy

Cel naukowy obejmował:

- identyfikację jakości wody, powietrza i podłoża plażowego poprzez analizę wybranych parametrów biologicznych, fizyko-chemicznych i petrograficznych,
- określenie wybranych parametrów zanieczyszczeń na terenie obszarów o najintensywniejszym użytkowaniu rekreacyjnym dla wskazania poziomu zagrożeń dla użytkowników zbiornika, pożądanego przez zarządcę,
- wypracowanie propozycji standardu identyfikacji zagrożeń dla obiektu modelowego w oparciu o uzyskane wyniki badań.

Cele realizowano poprzez:

- przeprowadzenie wstępnych analiz hydro-geodezyjnych w celu rozpoznania zlewni badanego obiektu,
- określenie wpływu na użytkowanie zbiorników wodnych ze względu na ich genezę,
- określenie właściwości fizyko-chemicznych wody,
- identyfikację składu gatunkowego, biomasy fitoplanktonu, ze szczególnym uwzględnieniem sinic,
- zbadanie źródeł powstawania i zasięgu niskiej emisji w okolicach plaż śródlądowych,
- określenie składu i przydatności gospodarczej osadów dennych tworzących się w zbiornikach pochodzenia antropogenicznego,
- wypracowanie ilościowo-jakościowej metodyki określania zanieczyszczeń w piaskach plażowych w oparciu o wyniki badań petrograficznych.

1.2. Cel wdrożeniowy

Cel wdrożeniowy obejmował:

- wykorzystanie wyników naukowych do przygotowania założeń i stworzenia narzędzia analizującego kluczowe parametry zidentyfikowanych zagrożeń,
- przygotowanie aplikacji do wizualizacji wyników na urządzenia mobilne i stacjonarne
- opracowanie dobrych praktyk dla zarządców oraz wytycznych dla użytkowników zbiorników rekreacyjnych,
- implementację wypracowanych rozwiązań w Miejskim Centrum Kultury i Sportu w Jaworznie, będącym administratorem zbiornika „Sosina”.

2. Struktura rozprawy doktorskiej

Prace nad realizacją celów i założeń postawionych w doktoracie zostały szczegółowo opisane w sześciu, wzajemnie powiązanych tematycznie artykułach naukowych, które stanowią podstawę niniejszej rozprawy doktorskiej. Trzy artykuły zostały opublikowane w recenzowanych czasopismach, znajdujących się w wykazie czasopism naukowych Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego, są one również indeksowane między innymi w bazie Scopus.

1. **Sebastian Kuś**, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek. **2022**. Synthetic Analysis of Thematic Studies Towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs. *Environment and Ecology Research*, Vol. 10, No. 3, pp. 355 - 369, DOI: 10.13189/eer.2022.100304
2. **Sebastian Kuś**, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek. **2022**. A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills. *Environment and Ecology Research*, Vol. 10, No. 3, pp. 385 - 391, DOI: 10.13189/eer.2022.100306
3. Jelonek Iwona, **Kuś Sebastian**, Jelonek Zbigniew. **2022**. Osady denne w zastosowaniach energetycznych na podstawie analiz fizyko-chemicznych i petrograficznych. *Rynek Energii*, tom Nr 3, strony 71—76.

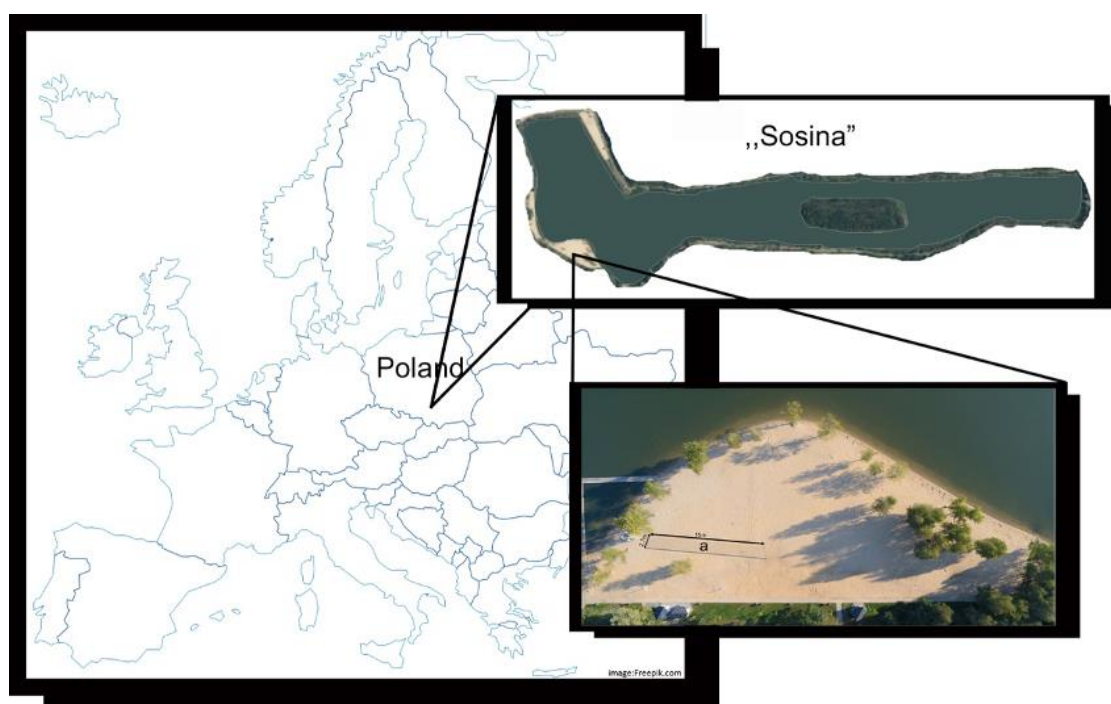
Trzy kolejne artykuły zostały złożone do niżej wymienionych czasopism i poddane procesowi recenzji przed publikacją:

4. **Sebastian Kuś**, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek. Effects of Thermal Treatment of Food Using Barbecue Fuels on Ambient Air and Beach Sands Within Recreation Facilities. *Scientific Reports*. ISSN 2045-2322
5. **Sebastian Kuś**, Zbigniew Jelonek, Iwona Jelonek, Edyta Sierka. Estimation of the level of solid contaminants in beach sands based on petrographic analysis, screening evaluation and optical imaging. *Archives of Environmental Protection*. ISSN 2083-4772
6. **Sebastian Kuś**, Edyta Sierka, Zbigniew Jelonek, Iwona Jelonek. The efficiency of reclamation of anthropogenic reservoirs: removal of bottom sediments. *Journal Scientific Reports*, ISSN 2045-2322

Integralną częścią pracy są wyniki analizy jakości wody oraz różnorodności fitoplanktonu wraz z wytycznymi monitorowania zagrożeń dla użytkowników, które nie znalazły jeszcze odzwierciedlenia w artykułach naukowych (rozdział 7.2-7.4).

3. Charakterystyka terenu badań

Obiektem modelowym objętym badaniami jest antropogeniczny zbiornik wodny Sosina w Jaworznie, południowa Polska (EPSG:3857 system 50°14'22.8 "N 19°19'41.2 "E), który jest wykorzystywany głównie do celów rekreacyjnych (rys. 3). Zbiornik powstał po zakończeniu odkrywkowej eksploatacji piasku. Po zaprzestaniu odwadniania wyrobiska piasku wyeksploatowana przestrzeń wypełniła się wodą.



Rysunek 3. Zbiornik „Sosina” wraz z otoczeniem (oprac. własne).

Obiekt jest zbiornikiem przepływowym powstałym na terenie dawnej Kopalni Piasku Podsadzkiego „Szczakowa”. Piaszczyste wyrobisko, w kształcie wydłużonej litery „L” zostało wypełnione wodą na początku lat 70-tych ubiegłego wieku i charakteryzuje się jednolitym, pozbawionym uskoków dnem oraz stosunkowo niewielką głębokością, która w maksymalnym miejscu nie przekracza 2,5 metra (rys. 4).



Rysunek 4. Umacnianie linii brzegowej zbiornika „Sosina”, lata 60 XX wieku.
(fot. zbiory Muzeum Miasta Jaworzna).

Na badanym terenie łącznie występuje 317 gatunków roślin naczyniowych. Nie stwierdzono obecności roślin chronionych na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz.U. 2014 poz. 1409).

Roślinność zanurzona stanowiła ponad 40% powierzchni zbiornika. Zgodnie z literaturą przedmiotu (Pierzchała i Sierka, 2020) dla funkcjonowania ekosystemu antropogenicznego zaleca się utrzymanie min. 25% pokrycia powierzchni zbiornika przez makrofitów zanurzonych. Konsekwencją usunięcia roślinności jest brak możliwości immobilizacji azotu, fosforu i węgla z wód zbiornika i zagrożenie tzw. „zakwitom wód” powodowanym przez algi.

Na linii brzegowej znajdują się trzy obszary piaszczyste. Dwa z nich tworzą od strony południowej plażę główną, z okresowym strzeżonym kąpieliskiem, a trzeci – niestrzeżoną plażę północną. Pozostałe brzegi porośnięte są roślinnością, głównie tworzoną przez trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*) z niewielką domieszką innych gatunków szuwarowych, m.in. pałek (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*), oczeretu jeziornego (*Schoenoplectus lacustris*) i jeżogłówki gałęzistej (*Sparganium erectum*) a także kosaćca żółtego (*Iris pseudacorus*). Szuwary trzcinowe są asocjacją korzystnie wpływającą na poprawę jakości wody poprzez wiązanie biogenów oraz mechaniczne zatrzymywanie zanieczyszczeń spływających do zbiornika (Wang i in., 2022).

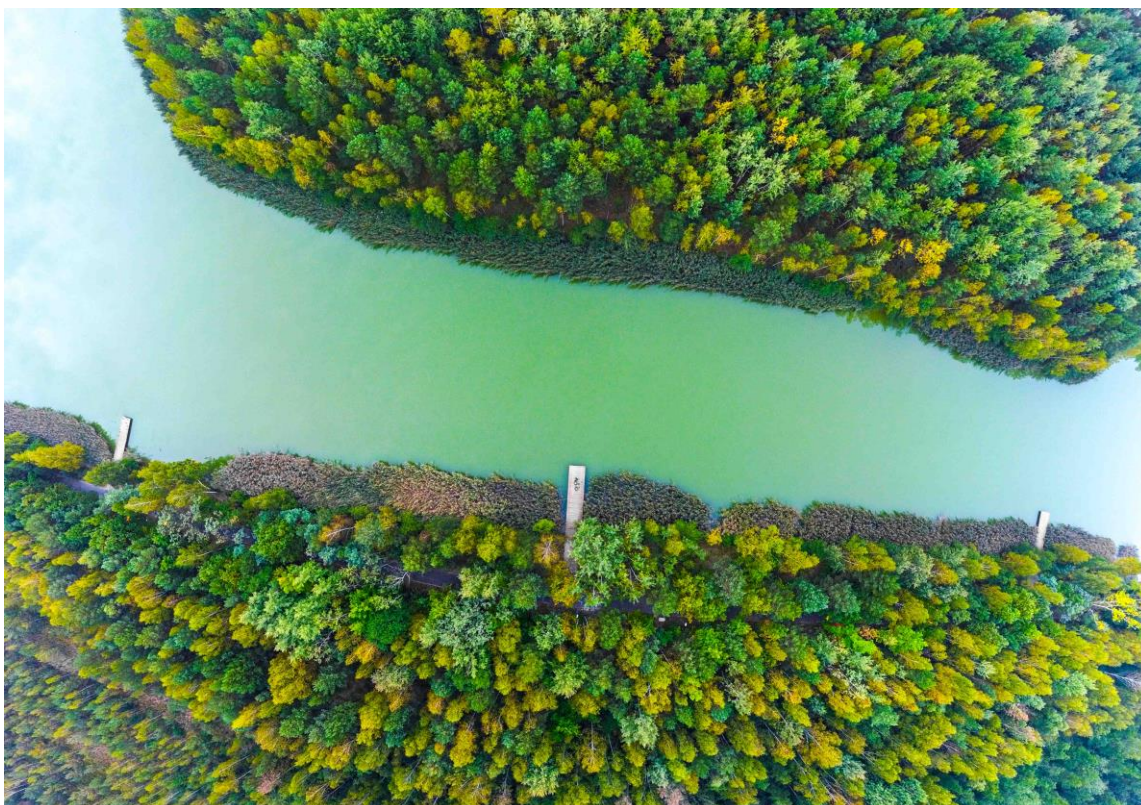
Płaty roślinności szuwarowej występujące wzdłuż linii brzegowej zbiornika zajmują łączną powierzchnię 2,9 ha (rys. 5).



Rysunek 5. Brzegi zbiornika porośnięte zbiorowiskami szuwarów (fot. S. Kuś)

Ich zdolność wiązania azotu oszacowano na 1034 kg, a fosforu na 65,3 kg w skali całego zbiornika, w jednym sezonie wegetacyjnym (Woźnica i in., 2015, npbl.).

Większość terenu w sąsiedztwie zbiornik „Sosina” porastają lasy o charakterze gospodarczym. Zbiorowiska leśne tworzą bory wilgotne i świeże oraz lasy mieszane. W miejscach obniżenia terenu występują olsy o zubożałej strukturze i nielicznymi gatunkami charakterystycznymi. W drzewostanach dominuje sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*), brzoza brodawkowata (*Betula pendula*), sosna czarna (*Pinus nigra*), olsza czarna (*Alnus glutinosa*), olsza szara (*A. incana*), topola biała (*Populus alba*) i modrzew europejski (*Larix decidua*) z nielicznymi domieszkami dębu szypułkowego (*Quercus robur*) i gatunku obcego pochodzenia dębu czerwonego (*Q. rubra*) (rys. 6).



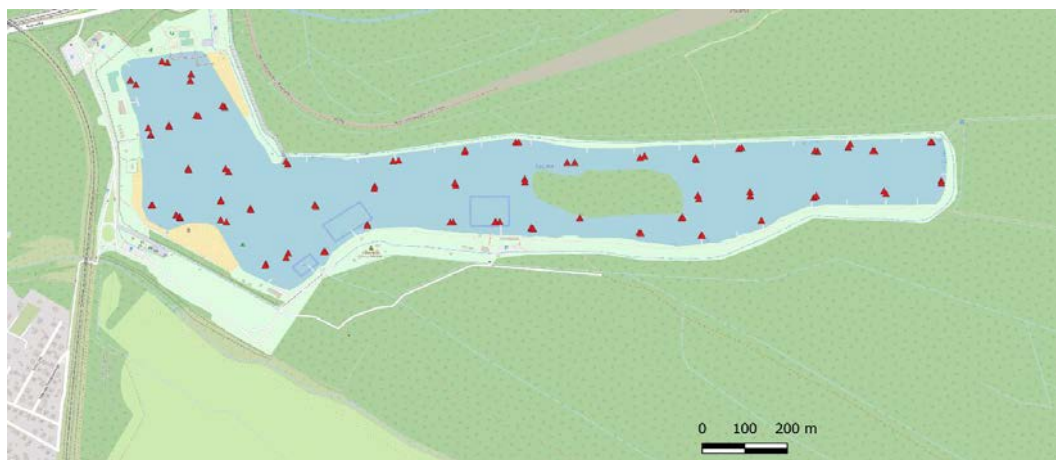
Rysunek 6. Lasy porastające tereny w sąsiedztwie zbiornika i jego najbliższego otoczenia (fot. M. Lower)

Do zalewu Sosina dopływa niewielka ilość wód z terenów sąsiadujących zew, a głównym źródłem zasilania pozostaje sieć rowów melioracyjnych, opady atmosferyczne oraz wody terenu zbiornika. Opisane warunki hydrologiczne powodują, że zalew Sosina ma niewielką wymianę wód w okresie wiosny i jesieni, natomiast latem woda ze zbiornika prawie zupełnie nie odpływa, ponieważ dopływy zachowane są na minimalnym poziomie, a nierzadko wysychają, co ma szczególnie miejsce w ostatnich latach ze względu na wzrost średniej temperatury, jak i zaburzenia opadów.

Gospodarkę rybacką na zbiorniku Sosina prowadzi Polski Związek Wędkarski łowisko PZW Koło nr 57 – Sosina. Zbiornik jest regularnie zarybiany zarówno rybami drapieżnymi jak i osobnikami spokojnego żeru (Woźnica i in., 2015, npbl.).

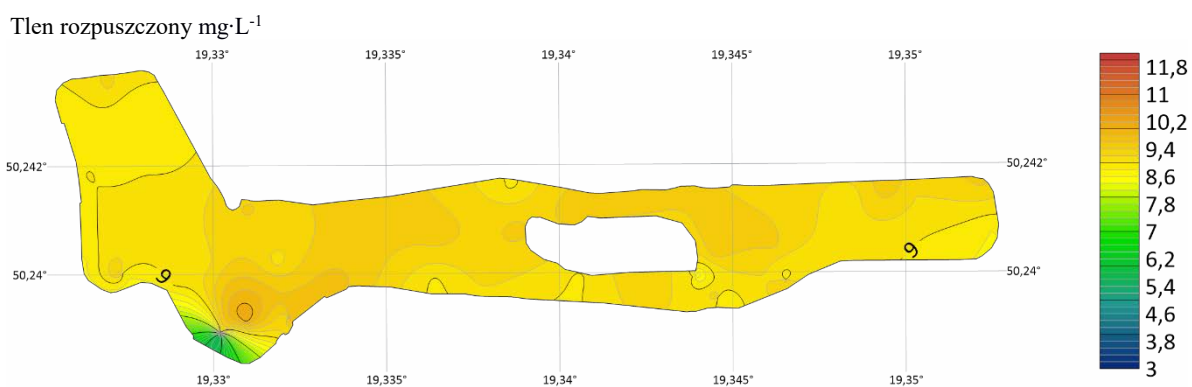
W ramach zaplanowanych badań, stanowiący wkład własny przedsiębiorstwa zatrudniającego doktoranta, przeprowadzono analizę stanu ekologicznego zbiornika „Sosina” w maju 2022r. Wyniki zgromadzono podczas cyklu pomiarów, wykorzystując zespołu sond YSI ProDSS, używając łodzi motorowej. Wyniki zwizualizowano w oparciu o interpolację wartości ze 100 punktów w obrębie zbiornika (rys. 7.). Pomiary realizowano na powierzchni

wód zbiornika, tj. do 50 cm i przy dnie. Rezultaty przedstawiono poniżej, wskazując na zbliżony rozkład wartości parametrów wody zbiornika na całym jego obszarze (rys. 8-15).



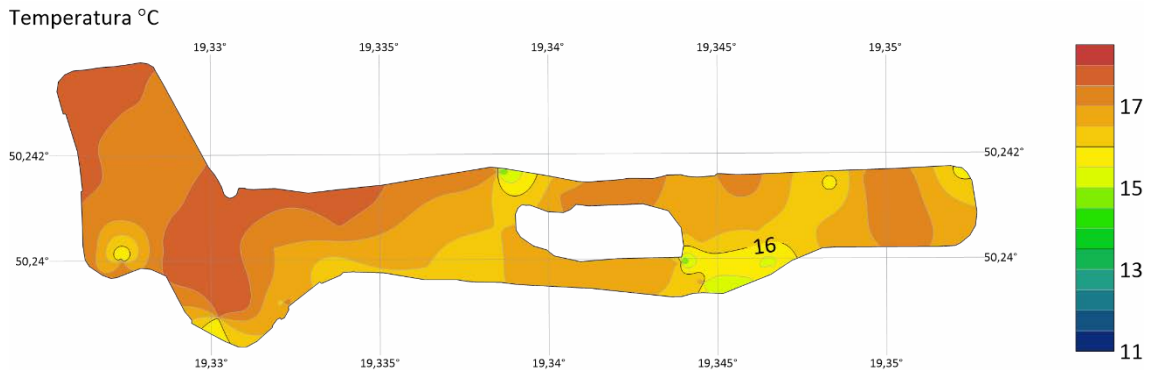
Rysunek 7. Lokalizacja punktów pomiarów w roku 2015 i 2022 (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

Duże znaczenie dla funkcjonowania i życia organizmów wodnych ma tlen rozpuszczony w wodzie, który pochodzi z atmosfery oraz procesu fotosyntezy, przeprowadzanej przez rośliny przy udziale światła. Tlen odgrywa również kluczową rolę w naturalnych procesach oczyszczania wód. Nieznaczne, punktowe obniżenie zawartości tlenu w warstwach powierzchniowych wód zbiornika, stwierdzano w obszarze przyległym do plaży południowej. Minimalna wartość stwierdzona to $4,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ przy maksymalnej $10,12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Woźnica i in. 2015, 2022), (rys. 8)



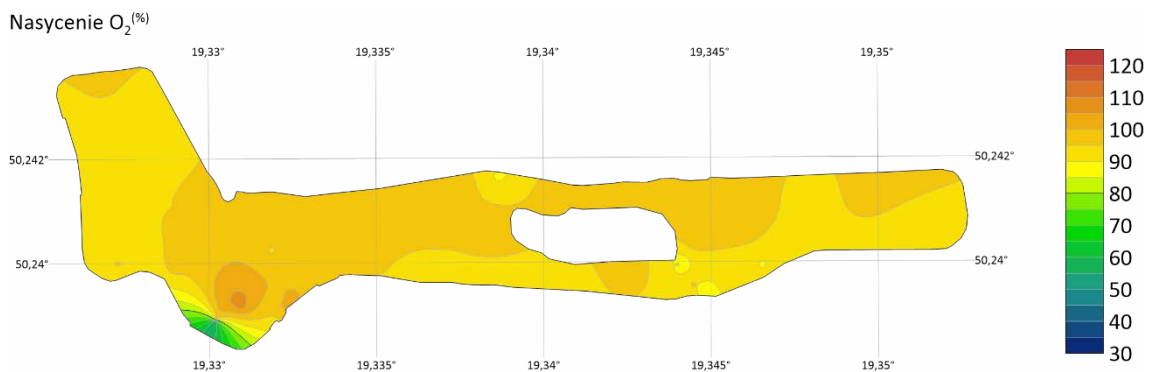
Rysunek 8 Zawartość tlenu rozpuszczonego na powierzchni wody w (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

Czynnikiem kluczowym wpływającym na procesy zachodzące w zbiorniku jest temperatura (rys. 9). Gdy woda staje się cieplejsza (maksymalna wartość stwierdzona to 18°C), może zatrzymywać mniej tlenu i stąd wynikają różnice zawartości tlenu na powierzchni wody zbiornika Sosina.



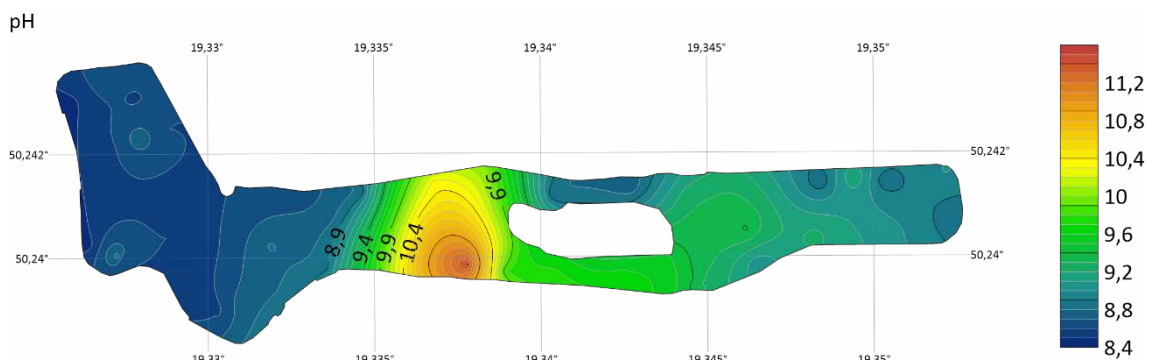
Rysunek 9. Temperatura wody na powierzchni zbiornika (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

Stałe osadzanie się zawiesin na dnie zbiornika w postaci osadów powoduje zmniejszenie ilości zanieczyszczeń organicznych w toni wodnej. Sedymentacja odbywa się najczęściej w miejscach o najmniejszym naruszeniu słupa wody, a więc w zatokach, w tym przy plaży południowej. Widocznym efektem sedymentacji jest spadek mętności wody i wzrost procesów wytwarzania tlenu (rys. 10.).



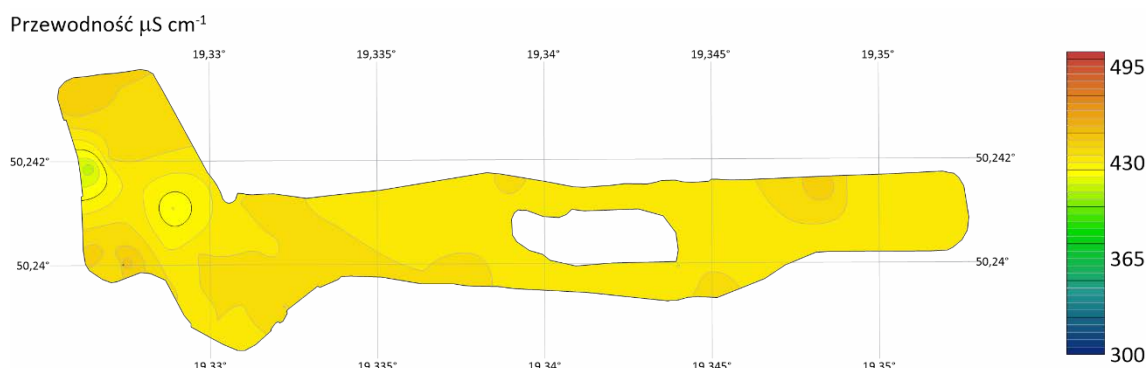
Rysunek 10. Wartości nasycenie tlenem na powierzchni zbiornika (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

Odczyn pH wody w środowisku jest efektem relacji pomiędzy fizyczno-chemicznymi i biotycznymi czynnikami środowiska. Odczyn ma bezpośredni wpływ na procesy życiowe zachodzące w zbiorniku a w przypadku zbiornika „Sosina”, na znacząco przeważającej powierzchni jest zbliżony (rys. 11.).



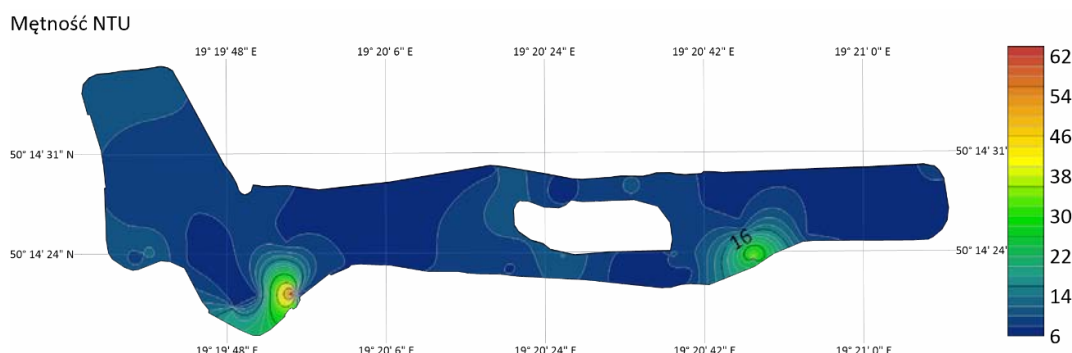
Rysunek 11. Wartość pH na powierzchni zbiornika (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

Zawartość elektrolityczna właściwa (przewodność), która odzwierciedla stopień mineralizacji wód zbiornika. Ze względu na jego genezę, rozkład jest niemal jednolity, a jedynie miejsca dopływu wód w części północno-wschodniej, jest podwyższona zawartość jonów (rys. 10.).



Rysunek 12. Przewodność na powierzchni zbiornika (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

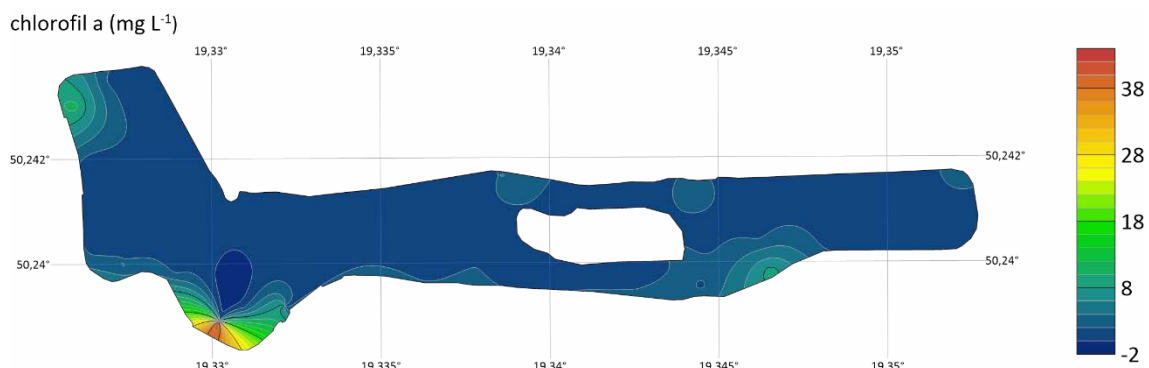
Odzwierciedleniem ogólnej jakości wody jest jej przezroczystość, która wskazuje na obecność lub brak zawiesiny. Mętność mogą powodować gliny, ropy, wytrącające się związki żelaza, manganu i glinu, rozdrobnione substancje organiczne, kwasy humusowe, plankton i mikroorganizmy. W przypadku zalewu „Sosina”, twierdzono, że są to związki mineralne i organiczne pochodzące z dna zbiornika oraz plankton, będący w fazie zwiększania liczebności (rys. 13.), (Woźnica i in., 2022).



Rysunek 13. Mętność wody na powierzchni zbiornika (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

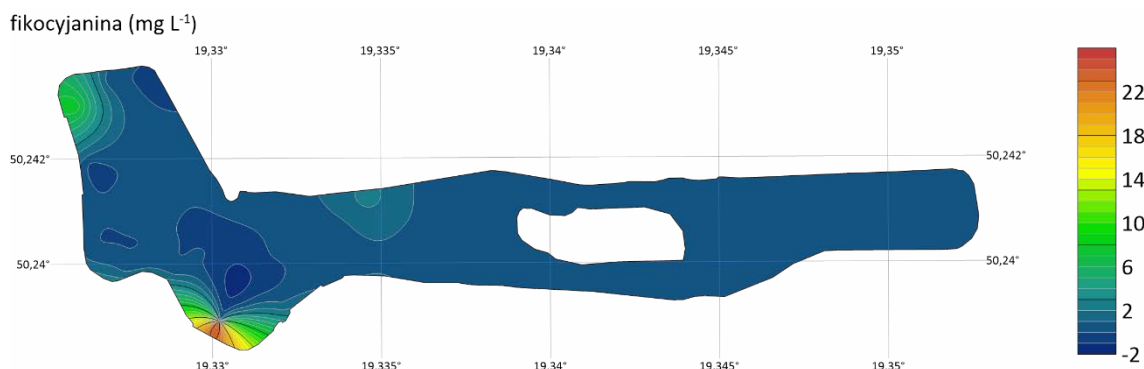
Zawartość chlorofilu *a* w wodach świadczy o biomasy roślin, jakie w niej występują. Istotne jest to szczególnie w odniesieniu do fitoplanktonu. Ze względu na powszechnie znaną dynamikę sezonową fitoplanktonu w akwenach wodnych, ma ona ścisły związek z warunkami tlenowymi zbiornika i temperaturą wody oraz jego żyznością (rys. 14).

W badaniu stwierdzono nieco wyższe, niż w innych obszarach zbiornika, zawartości chlorofilu *a* w pasie przy brzegu zbiornika „Sosina i tej użytkowanej wędkarsko a także przy plaży południowej. W obrębie wskazanych punktów, realizowana jest różnego typu rekreacja. Wartości pomiarów w strefie powierzchniowej, w tych miejscach wynosiły do $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.



Rysunek 14. Zawartość chlorofilu *a* na powierzchni zbiornika (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

Obecność fikocyjany świadczy o występowaniu sinic w obrębie zbiornika, co jest zjawiskiem powszechnym w ekosystemach wodnych (rys. 15) i najczęściej pokrywa się z zawartością chlorofilu *a* (rys. 14 i 15). Zawartość fikocyjany w wodach „Sosiny” osiągnęła wartość $24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.



Rysunek 15. Zawartość fikocyjaniny na powierzchni zbiornika (oprac. A. Woźnica i in., 2015)

Zawartość tlenu w wodzie, która była właściwa na analizowanym etapie sezonu wegetacyjnego, była ujemnie skorelowana z wielkością zakwitu oraz z ilością wytwarzanych toksyn.

4. Identyfikacja zagrożeń środowiskowych w obrębie kąpielisk – instrumenty prawne

Korzystanie z kąpielisk może stwarzać ryzyko dla zdrowia ludzi z powodu negatywnego wpływu czynników środowiskowych, takich jak zanieczyszczenia wody, powietrza i podłoża. Przepisy prawne, dotyczące organizacji kąpielisk, skupiają się przede wszystkim na monitorowaniu jakości wody oraz zapewnieniu bezpieczeństwa osób przebywających nad wodą. Polskie prawo nie nakłada jednak obowiązku monitorowania jakości powietrza czy zanieczyszczeń gleby w kontekście prowadzenia kąpielisk. Obowiązki organizatorów lub organów samorządu gminnego w tym zakresie wynikać mogą zatem z innych ustaw, a ich zastosowanie zależy od charakteru obiektu oraz jego lokalizacji.

4.1. Jakość wody

4.1.1. Definicja ustawowa kąpieliska

W ujęciu ustawy Prawo wodne (Dz. U. z 2017 r. poz. 1566), jest to wyznaczony przez radę gminy wydzielony i oznakowany fragment wód powierzchniowych, wykorzystywany przez dużą liczbę osób kąpiących się, pod warunkiem, że w stosunku do tego *kąpieliska* nie wydano stałego zakazu kąpieli. *Kąpieliskiem* nie jest natomiast pływalnia, basen pływacki lub uzdrowiskowy, zamknięty zbiornik wodny podlegający oczyszczaniu lub wykorzystywaniu w celach terapeutycznych, sztuczny, zamknięty zbiornik wodny, oddzielony od wód powierzchniowych i wód podziemnych (Dz. U. z 2017 r. poz. 1566, art. 16). Kąpielisko może działać, jeżeli jakość wody w nim zostanie oceniona co najmniej jako dostateczna. Jeśli nie spełnia ono wymagań, kąpiel może być dozwolona tylko na terenach czasowo wykorzystywanych do tego celu. Różnica między tymi miejscami, wiąże się z tym, że „kąpielisko” może funkcjonować przez cały sezon letni, od 1 czerwca do 30 września, podczas gdy z „miejsca okazjonalnie wykorzystywane do kąpieli” może korzystać maksymalnie przez 30 dni.

Organizacja i nadzór na kąpieliskami należy do szeroko pojętej gospodarki wodami. Ustawa – Prawo wodne zasadniczo przemodelowała kwestie organizacji gospodarowania wodami

i ochrony wód, tworząc całkowicie nowy podmiot prawa: Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, które praktycznie zastąpiło dotychczas funkcjonujące organy administracji wodnej. Tym samym rola organów gminy w zakresie gospodarki wodnej została zredukowana do śladowej ilości i wagi, co ograniczają się wyłącznie do kwestii kąpielisk i miejsc wykorzystywanych do kąpieli (Rakoczy 2020).

W zakresie kontroli sprawowanej nad kąpieliskami mamy do czynienia z wieloma podmiotami, na których prawo nakłada różne obowiązki.

Wójt – przyjmuje wnioski organizatora kąpieliska o umieszczenie w wykazie kąpielisk wydzielonego fragmentu wód powierzchniowych, na którym planuje utworzyć kąpielisko następnie przygotowuje projekt uchwały, który uchwała rada gminy (wójt, burmistrz, prezydent może być również organizatorem). Do jego zadań należy również prowadzenie i aktualizacja ewidencji kąpielisk miejsc okazjonalnie wykorzystywanych do kąpeli.

Państwowy Inspektor Sanitarny – przeprowadza badania wody i dokonuje oceny jej jakości, prowadzi i aktualizuje internetowy serwis kąpieliskowy oraz przedstawia Komisji Europejskiej (na podstawie informacji zebranych od gmin) informację o liczbie *kąpielisk* i podaje przyczynę zmian ich liczby w porównaniu do poprzedniego sezonu.

Organizator – monitoruje na bieżąco stan wody, współpracuje z inspekcją sanitarną w zakresie badania jakości wody, sporządza i udostępnia profil wody w kąpielisku, umieszcza na terenie kąpieliska informację o jakości wody, wprowadza do internetowego serwisu kąpieliskowego dane o temperaturze wody, temperaturze powietrza i sile wiatru.

W rozumieniu prawa Unii Europejskiej (Dyrektywa 2006/7/WE PE, 2006) aby kąpielisko mogło być klasyfikowane jako takie, muszą zostać spełnione kumulatywnie dwie przesłanki. Po pierwsze, musi chodzić o wody powierzchniowe (z wyjątkami przewidzianymi w ustawie) oraz w takiej wodzie kąpiel jest albo wyraźnie dozwolona przez właściwe władze, albo nie jest zabroniona oraz jest tradycyjnie praktykowana przez dużą liczbę kąpiących się. Prawo unijne zakłada zatem, że jeżeli teren wykorzystany jest przez ludzi powszechnie do kąpeli i władza tego zabrania to obowiązkiem państwa objęcie tego kąpieliska m.in. monitoringiem jakości wody (Wyrok TS UE z 15.07.2004 r.).

W polskim systemie prawnym nie ma wyraźnego zakazu kąpeli w wodach nieprzeznaczonych specjalnie do tego celu, jednakże z uwagi na bezpieczeństwo użytkowników ustawowo określono status wód przeznaczonych do kąpeli. Prawodawca założył, że akweny uznane za kąpieliska zgodnie z ustawą zapewniają bezpieczny wypoczynek nad wodą dzięki restrykcyjnym wymaganiom, jakie muszą spełniać te miejsca. Wraz z takim założeniem musiały iść kolejne regulacje, ustalające obiektywnie mierzalne parametry gwarantujące bezpieczne korzystanie z przeznaczonych do kąpeli akwenów. Ustawą prawo wodne dokonano implementacji prawa europejskiego przez wprowadzenie zasad badania przydatności wód powierzchniowych przeznaczonych do kąpeli.

4.1.2. Zakres ustawowych badań

Zgodnie z Dyrektywą z dnia 8 grudnia 1975 r. dotyczącej jakości wody w kąpieliskach (Dz. U. UE. L. z 1976 r. Nr 31, str. 1), zakresem badania objęte były parametry: **mikrobiologiczne** (badane jest występowanie Bakterie *coli* ogółem, Bakterie *coli* w odchodach, *Streptococci* w odchodach, *Salmonella* i Enterowirusy), fizyko-chemiczne (pH, kolor, oleje mineralne, substancje aktywne na powierzchni reagujące z niebieskim metylenem, fenole, przejrzystość, tlen rozpuszczony, pozostałości smoliste oraz materiały pływające, amoniak i azot Kjeldahla), inne substancje uważane za wskaźnik zanieczyszczenia (pestycydy, metale ciężkie, cyjanki oraz azotany i fosforany). Zgodnie z obecnie obowiązującą Dyrektywą 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. badaniom podlega wyłącznie obecność Enterokoków jelitowych oraz *Escherichia coli*. Po implementacji ww. dyrektywy do polskiego porządku prawnego w Rozporządzeniu w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpieli (Dz.U. 2019 poz. 255), oprócz wymaganego prawem unijnym zakresu badania zanieczyszczeń mikrobiologicznych dodano (dla oceny jakości wody): wizualne nadzorowanie wody w zakresie, **zakwit sinic** (smugi, kożuch, piana), rozmnożenie się makroalg lub fitoplanktonu morskiego oraz obecność w wodzie zanieczyszczeń, takich jak materiały smoliste powstające wskutek rafinacji, destylacji lub jakiegokolwiek obróbki pirolitycznej, w szczególności pozostałości podestylacyjne, szkło, tworzywa sztuczne, guma lub inne odpady (w ilości niedającej się natychmiast usunąć). Jak nietrudno zauważyć obecny poziom monitoringu jakości wody w kąpieliskach znacząco obiega od standardu wyznaczonego w 1975 r., co może być dostrzegane jako zmniejszenie wymagań dotyczących jakości wody.

W praktyce jednak, w Polsce nadzór nad jakością wody w kąpieliskach sprawuje Państwowa Inspekcja Sanitarna, która w oparciu o wyniki badań podejmuje decyzje o dopuszczalności korzystania z kąpieliska.

Właściciele kąpielisk zobowiązani są do regularnych badań wody, a ich częstotliwość jest dostosowywana do potrzeb i wymagań wynikających z charakterystyki kąpieliska oraz zaleceń Państwowej Inspekcji Sanitarnej. Dlatego, mimo mniej szczegółowych wymagań dotyczących ilości badań, jakość wody w kąpieliskach w Polsce jest nadzorowana i kontrolowana, co powinno dawać gwarancję bezpiecznego korzystania z tych miejsc.

Poza tym organizator ma obowiązek systematycznie wizualnie nadzorować wodę w kąpielisku pod kątem występowania zanieczyszczeń niekorzystnie wpływających na jakość wody

i stanowiących zagrożenie dla zdrowia kąpiących się osób. Pobrane przez organizatora próbki przekazywane są do właściwego laboratorium w ustalonych terminach, a jeżeli dojdzie do krótkotrwałego zanieczyszczenia to zobowiązany jest również do przeprowadzenia badania poza harmonogramem oraz w 7 dni po ustaniu tego stanu (Dz. U. 2019 poz. 255, art. 344 ust. 5). Ponadto przed otwarciem sezonu kąpielowego przekazuje Głównemu Inspektorowi Sanitar-nemu profil wody w kąpielisku.

Podstawowym aktem prawnym w zakresie sporządzania **profilu wody** jest wydane na podstawie art. 51 ust. 4 ustaw prawo wodne rozporządzenie w sprawie profilu wody w kąpielisku (Dz. U. 2019 poz. 2206). Organizator kąpieliska zobowiązany jest do sporządzenia profilu wody m.in. na podstawie danych uzyskanych od organów państwowych ustawowo zajmujących się monitorowaniem jakości wód (takich jak: regionalne zarządy gospodarki wodnej Wód Polskich, Inspekcja Ochrony Środowiska, Państwowej Inspekcji Sanitarnej, urzędy morskich), a następnie, w zależności od uzyskanego wyniku, do ich cyklicznego aktualizowania (po 4 latach - jeżeli woda została zaklasyfikowana jako "dobra", 3 latach – jeżeli woda została zaklasyfikowana jako "dostateczna" i 2 latach - w przypadku, jeżeli woda została zaklasyfikowana jako "niedostateczna") – § 4 ust. 4.

4.1.3. Profil wody

Profil wody jest to sporządzona w formie tabelarycznym informacja dotycząca lokalizacji kąpieliska, lokalizacji punktu lub punktów ustanowionych w celu kontroli jakości wody w kąpielisku, cechach fizycznych, geograficznych i hydrologicznych wód, na których jest zlokalizowane kąpielisko oraz ich dopływ, zanieczyszczeniach, które mogą mieć wpływ na wodę oraz wywierać niekorzystny wpływ na stan zdrowia kąpiących się, przyczynach tych zanieczyszczeń, a w przypadku istnienia ryzyka krótkotrwałych zanieczyszczeń. Ponadto zawiera informacje o przewidywanym charakterze, częstotliwości oraz czasie trwania spodziewanych krótkotrwałych zanieczyszczeń, potencjalnych przyczynach krótkotrwałych zanieczyszczeń, harmonogramie eliminacji tych przyczyn oraz działaniach podejmowanych w celu obniżenia ryzyka wystąpienia krótkotrwałych zanieczyszczeń, działaniach podejmowanych w celu zapobieżenia narażeniu kąpiących się na kontakt z krótkotrwałymi zanieczyszczeniami, wraz z podaniem podmiotów odpowiedzialnych za podjęcie takich działań i ich danych kontaktowych - w przypadkach występowania krótkotrwałych zanieczyszczeń a także o możliwości rozmnożenia sinic, makroglonów lub fitoplanktonu § 3 ww rozporządzenia.

4.1.4. Informowanie społeczeństwa o jakości wody w kąpieliskach i ewentualnych zagrożeniach związanych z korzystaniem z nich

Jak wspomniano na wstępie organ gminy podejmuje uchwały w zakresie utworzenia kąpielisk, a następnie publikuje w dzienniku województwa, prowadzi także i aktualizuje ewidencję kąpielisk i miejsc okazjonalnie wykorzystywanych do kąpeli.

Jedną z form jest umieszczenie informacji na tablicy, która powinna zawierać informacje dotyczące oceny jakości wody w danym kąpielisku, klasyfikacji jakości wody oraz ogólnego opisu wody, przedstawionego w zrozumiałym języku. Opis ten powinien być sporządzony na podstawie profilu wody w kąpielisku. W przypadku wód w kąpieliskach, w których mogą występować krótkotrwałe zanieczyszczenia, także informacje o możliwości występowania krótkotrwałych zanieczyszczeń, o liczbie dni, w których kąpiel była zakazana w czasie poprzedniego sezonu kąpielowego, z uwagi na krótkotrwałe zanieczyszczenie, stanowiące ostrzeżenie o każdym takim występującym lub przewidywanym zanieczyszczeniu, rodzaj i spodziewany czas trwania sytuacji wyjątkowej podawany w trakcie wydarzeń lub splotu wydarzeń mających wpływ na jakość wody w kąpielisku w danej lokalizacji, którego występowania nie przewiduje się przeciętnie częściej niż raz na cztery lata.

W przypadku, kiedy kąpielisko nie nadaje się do użytkowania zamieszcza się informację o zakazie kąpieli wraz ze wskazaniem przyczyny zakazu.

Kolejnym źródłem informacji o jakości wody jest prowadzony przez Państwową Inspekcję Sanitarną internetowy serwis kąpieliskowy. Dostępny w sieci Internet pod adresem <https://sk.gis.gov.pl/> serwis zawiera informacje o wszystkich kąpieliskach w kraju. Przykładowo, na rok 2022 dla kąpieliska „Plaża nad Sosiną 2” serwis zawiera następujące informacje o ocenie wody Tabela 1 (sk.gis.gov.pl).

Tabela 1. Dane z serwisu Państwowej Inspekcji Sanitarnej (sk.gis.gov.pl)

Data oceny	Ocena	<i>E. coli</i>	Enterokoki	Data następnego badania
8/09/2022	Woda przydatna do kąpieli	18	34	
16/08/2022	Woda przydatna do kąpieli	50	77	05/09/2022
15/07/2022	Woda przydatna do kąpieli	28	14	08/08/2022
27/06/2022	Woda przydatna do kąpieli	4	4	11/07/2022
10/06/2022	Woda przydatna do kąpieli	3	16	20/06/2022

Przy najwyższym dopuszczalnym stężeniu w wodzie w kąpielisku: *Escherichia coli*: ≤ 1000 jtk (NPL)/100 ml (N-EN ISO 9308-3 lub PN-EN ISO 9308-1) Enterokoków jelitowych : ≤ 400 jtk (NPL)/100 ml (ISO 7899-1 lub ISO 7899-2).

Poza danymi dotyczącymi badań wody widnieje informacja, że kąpielisko zlokalizowane w Jaworznie przy ul. Bukowskiej, długość linii brzegowej wynosi 100 m, czynne jest od 15.06.2022 r. do 15.09.2022 r. Na plaży zlokalizowane są toalety prysznicowe, punkty gastronomiczne oraz miejsca do leżakowania. Wstęp na kąpielisko bezpłatny. Na stronie dostępny jest również sporządzony w listopadzie 2021 r. profil wody. Dokument ten można pobrać w postaci zeskanowanej w formacie pdf (sk.gis.gov.pl).

4.2. Jakość podłoża

Prawne uwarunkowania oceny zanieczyszczeń powierzchni ziemi zawarte są w ustawie Prawo ochrony środowiska w art. 101a -101 r. Nowe przepisy dotyczące oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi precyzują dotychczasowe przepisy i stanowią implementację dyrektywy 2010/75/UE (Dz. U. UE. L. z 2010 r. Nr 334, str. 17 z późn. zm.).

W przypadkach wątpliwych należy zatem odwołać się do samej dyrektywy. W poprzednim stanie prawnym, kryterium oceny czy gleba lub ziemia jest zanieczyszczona, opierało się jedynie na przekroczeniu standardów jakości, co nie zawsze skutecznie przeciwdziałało powstawaniu zanieczyszczeń, ponieważ ignorowało zanieczyszczenia poniżej wartości progowej. Dlatego też w art. 101a ust. 1–4 określono, że obecnie kryterium uzasadniającym podjęcie działań „będzie przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko, z uwzględnieniem funkcji pełnionej przez powierzchnię ziemi oraz tzw. tła geochemicznego, czyli naturalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych (dotyczy to tylko pewnych substancji, np. niektórych metali; duża część substancji powodujących ryzyko jest pochodzenia antropogenicznego i nie występuje w środowisku w sposób naturalny)” (Druk sejmowy 2167, VII kadencja). Duże trudności w praktyce może stwarzać zastosowanie art. 101a ust. 4 ww. ustawy, zgodnie z którym: „Gleby, ziemi lub wód gruntowych nie uznaje się za zanieczyszczone, jeżeli stwierdzone w niej zawartości substancji są pochodzenia naturalnego”, ustalenie bowiem źródła pochodzenia konkretnych substancji może być niezwykle trudne, zwłaszcza że w niektórych przypadkach może występować kumulacja substancji pochodzenia naturalnego i antropogenicznego.

W takim zaś przypadku wątpliwości nie będą mogły być interpretowane na niekorzyść podmiotu korzystającego ze środowiska (Gruszecki, 2022).

Powołane przepisy, jak również uregulowania z ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. Z 2007 nr 75, poz. 493) koncentrują się raczej na zapobieganiu wprowadzaniu do gleby substancji trwale ją zanieczyszczających oraz o „historycznych zanieczyszczeniach” (Dz. U. z 2020 r. poz. 2187). Na obszarze kąpieliska, szczególnie na terenie plaż nie powinno dojść do sytuacji, w której gleba zostanie zanieczyszczona substancjami, o których mowa w rozporządzeniu w sprawie prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395). Ponadto plaże na obszarze kąpielisk często będą pochodzenia sztucznego, powstałe wskutek nawiezenia piasku o różnych parametrach. W takim przypadku potencjalne zanieczyszczenie podłoża nie będzie kwalifikowane jako zanieczyszczenie gleby w rozumieniu powyższych przepisów.

Korzystanie z terenu kąpielisk wiąże się z zanieczyszczaniem podłoża poprzez pozostawianie przez ludzi różnych substancji. Są to przede wszystkim substancje pochodzenia organicznego, takie jak resztki jedzenia, odchody, materiały do palenia, popiół które ulegają biodegradacji, oraz pozostałe powstałe w wyniku przebywania ludzi i zwierząt, czyli, zgodnie z definicją z ustawy o odpadach (Dz. U. 2013 poz. 21), odpady komunalne. Po przekroczeniu pewnego progu ilości nagromadzonych odpadów pojawić się może problem bezpieczeństwa dla korzystających z kąpieliskach jak i dla środowiska naturalnego. Zasadą jest, że zadanie utrzymania czystości i porządku w gminie jest domeną konkretnej jednostki samorządu terytorialnego szczebla podstawowego (gminy). Obowiązki właścicieli należy zaliczyć do wyjątków od niej, a zgodnie z metodami wykładni prawa wyjątki nie podlegają wykładni rozszerzającej (Chmielnicki i in., 2007). Zgodnie z art. 5 ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz.U. 1996 nr 132 poz. 622) do obowiązków właścicieli nieruchomości należy w szczególności: wyposażenie nieruchomości w worki lub pojemniki, przeznaczone do zbierania odpadów komunalnych i utrzymanie ich w odpowiednim stanie sanitarnym, zbieranie w sposób selektywny odpadów komunalnych, gromadzenie nieczystości ciekłych w zbiornikach bezodpływowych, pozbywanie się zebranych na terenie nieruchomości odpadów i nieczystości. Pomimo podejmowanych przez właściciela działań w zakresie usuwania odpadów z terenu plaż, część zanieczyszczeń może nie zostać usunięta.

Zjawisko to może stanowić zagrożenie dla przebywających ludzi szczególnie jeżeli dotyczy to piaszczystej plaży. W warstwie nawiezonego piasku naturalne procesy biologiczne neutralizujące odpady są zredukowane. W takich przypadkach konieczne może być wymiana piasku na czysty, pozbawiony zanieczyszczeń. Zgodnie z art. 22 ustawy o zapobieganiu oraz zwalczaniu zakażeń i chorób zakaźnych u ludzi (Dz.U. 2008 nr 234 poz. 1570), właściciel,

posiadacz lub zarządzający nieruchomością obowiązani są do utrzymywanie jej w należyтым stanie higieniczno-sanitarnym w celu zapobiegania zakażeniom i chorobom zakaźnym. Powyższy przepis stanowi podstawę zaleceń Państwowej Inspekcji Sanitarnej, zgodnie z którymi konieczna jest wymiana piasku w piaskownicach co najmniej przed oraz w trakcie sezonu letniego, a także każdorazowo po stwierdzeniu w nim obecności widocznych zanieczyszczeń (odpadów, odchodów zwierzęcych i innych) stwarzających zagrożenie dla zdrowia ludzi, szczególnie dzieci, z uwagi na ich słabo rozwinięty układ odpornościowy. Obowiązek wymiany piasku w piaskownicach wynika z potrzeby zminimalizowania zagrożenia chorobami pasożytniczymi, odzwierzęcymi, zakaźnymi (www.gov.pl/web/gis).

Zalecenia te wprawdzie nie odnoszą się wprost do piaszczystych plaż kąpielisk, to biorąc pod uwagę podobny charakter podłoża oraz troskę o bezpieczeństwo wydaje się, że zalecenia w tym zakresie powinny dotyczyć również piasku na plażach. Wymiana podłoża może być również konieczna, jeśli wyniki badań wykażą obecność zanieczyszczeń na tyle poważnych, że stanowią one realne zagrożenie dla bezpieczeństwa. W takim przypadku wymiana piasku może być jedynym sposobem na usunięcie zanieczyszczeń i zapewnienie bezpieczeństwa użytkownikom kąpieliska.

Przepisy prawa dotyczące organizacji kąpielisk oraz miejsc okazjonalnie wykorzystywanych do kąpieli koncentrują się głównie na monitorowaniu stanu wody oraz bezpieczeństwie osób w niej przebywających. Należy jednak zauważyć, że obowiązki te opisane zostały w dwóch ustawach oraz siedmiu rozporządzeniach. W zakresie monitoringu jakości powietrza należy zapoznać się dodatkowo z trzema ustawami oraz dziewięcioma rozporządzeniami. Chcąc natomiast zapoznać się z uregulowaniami dotyczącymi zanieczyszczenia podłoża należy sięgnąć do kolejnych trzech ustaw wraz z rozporządzeniami wykonawczymi. Mając na uwadze ilość obowiązków, które ciążyą na organizatorze kąpieliska, oraz trudności w rozeznaniu się w stanie prawnym w tym zakresie, należy uznać taki stan jako niezawalający. Przede wszystkim, jeżeli ustawodawca chce by przepisy przez niego uchwalane były respektowane i miały faktyczny wpływ na zapewnienie bezpieczeństwa musi w sposób czytelny wskazać przepisy mające zastosowanie w tym zakresie. Organizator kąpieliska nie powinien być zmuszany do tak szerokiej analizy stanu prawnego, korzystając z unormowań pierwotnie nieprzeznaczonych dla tego celu. Szczególnie ma to znaczenie, jeżeli organizatorem kąpieliska jest jednostka samorządu terytorialnego, która zgodnie z prawem musi działać na podstawie i w granicach prawa. Wydatkowanie pieniędzy publicznych musi mieć podstawę prawną, a zatem ponoszenie kosztów na działania, który wprost nie wynikają

z ustaw może być kwestionowane przez organy kontrolne. Z tego powodu, należy rozważyć stworzenie nowych, kompleksowych rozwiązań prawnych, aby w sposób czytelny określone zostały warunki, jakie winny spełnić kąpieliska w celu zapewnienia bezpieczeństwa ludziom na nich przebywającym w całym koniecznym zakresie, a nie tylko jak do tej pory, związanych wyłącznie z jakością wody.

4.3. Jakość powietrza

Istnieje wiele czynników, które mogą przyczynić się do pogorszenia jakości powietrza w miejscach przeznaczonych do odpoczynku, takich jak plaże. Należą do nich emisja spalin z pojazdów, palenie węglem drzewnym lub drewnem w grillach lub ogniskach oraz zanieczyszczenia pochodzące z przemysłu. Spaliny samochodowe zawierają wiele szkodliwych substancji, takich jak tlenki azotu i dwutlenek siarki, które mogą wywołać choroby układu oddechowego i sercowo-naczyniowego. Palenie drewnem lub węglem drzewnym w grillach lub ogniskach może wydzielać dym, który zawiera zanieczyszczenia powietrza, takie jak pyły i substancje chemiczne, które również mogą negatywnie wpłynąć na zdrowie ludzi.

Ustawodawca **nie przewiduje odrębnego obowiązku monitorowania jakości powietrza w obszarze kąpieliska**. W celu obserwowania i oceny jakości powietrza w kraju, przeprowadza się państwowy monitoring środowiska, który wymaga systematycznego i jak najobszerniejszego przeprowadzania pomiarów. Precyzja pomiarów ma duże znaczenie dla dokładności ustaleń. Jedynie państwowy monitoring środowiska zapewnia takie warunki.

Co więcej, nie jest to obciążające dla jednostek, ponieważ jest to zadanie realizowane przez państwo (Rakoczy i in., 2013). Zgodnie z art. 81 ustawy prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627) strefy, w których dokonuje się oceny jakości powietrza, stanowią aglomeracje, miasta i pozostały obszar województwa. Informacje o stanie jakości powietrza, w tym lokalizacji wszystkich stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza i jego stanu, są udostępniane na stronie internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Na stronie tej udostępnia się również informacje o obowiązujących programach ochrony powietrza i ich aktualizacjach, lub planach działań krótkoterminowych (art. 92b ust. 1). Strefą, w obszarze której znajduje się kąpielisko Plaża „2” nad Sosiną to: aglomeracja górnośląska, kod PL2401. Zgodnie z informacją na oficjalnej stronie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (www.powietrze.gios.gov.pl) najbliższej kąpieliska zlokalizowana jest stacja pomiarowa przy ul. Lubelskiej w Sosnowcu, która w cyklu godzinnym, automatycznie

dokonyuje pomiaru w zakresie obecności: tlenku azotu, dwutlenku azotu, tlenków azotu i pyłu zawieszonego PM10.

Pomiar parametrów powietrza w takiej odległości z całą pewnością nie dostarcza bieżącej informacji o jakości powietrza bezpośrednio w obrębie kąpieliska, szczególnie, gdy zanieczyszczenie powietrza spowodowane jest chwilowo przez przebywających na terenie kąpieliska dużej liczby użytkowników/plażowiczów. Oprócz stacji Głównego Inspektora Ochrony Środowiska w wielu miejscach w Polsce znajdują się gminne stacje pomiarowe, których pomiary udostępniane są na stronie internetowej Arly (www.airly.org.pl). W ramach platformy zlokalizowanych jest ponad 40 000 stacji na całym świecie. W promieniu 10 km od kąpieliska będącego przedmiotem badania znajdują się stacje pomiarowe w miejscowości Bukowno, Niwa, Graniec i dwa zlokalizowane w Sosnowcu. Arly jest firmą, która działa na polskim rynku od 2016 roku. W ciągu kilku lat stworzyli największą sieć monitorującą jakość powietrza w Polsce. W skład całego systemu wchodzi sieć czujników jakości powietrza, platforma, aplikacje na system Android i iOS, dane oraz prognoza zanieczyszczeń powietrza. Czujniki jakości powietrza odczytują w czasie rzeczywistym parametry: PM1, PM2.5, PM10, temperaturę, ciśnienie i wilgotność, a niektóre również NO₂, O₃, SO₂ i CO w miejscu, w którym są zainstalowane. Jeżeli gmina byłaby zainteresowana zainstalowaniem czujnika w konkretnej lokalizacji może wziąć udział w programie Ambasador Airly i we współpracy z tą firmą utworzyć nowy punkt pomiarowy. Istnieje również możliwość zainstalowania jednego z wielu dostępnych na rynku urządzeń i samodzielnego udostępniania informacji o jakości powietrza dla osób chcących skorzystać z kąpieliska.

4.4. Antropogeniczne zbiorniki a bezpieczeństwo użytkowników

Antropogeniczne zbiorniki powstają najczęściej na skutek eksploatacji trzech grup surowców:

- energetycznych – m.in. węgla kamiennego i brunatnego,
- skalnych – np. żwiru, granitów, wapieni
- rud metali – m.in. miedzi, żelaza

Zakończenie wydobywania oznacza zazwyczaj rozpoczęcie prac rewitalizacyjnych, aby zdegradowany teren przywrócić do użytku i aby mógł on spełniać inną, często użyteczną społecznie rolę – miejsca rekreacji, turystyki czy odpoczynku. Powstałe w taki sposób antropogeniczne zbiorniki – niezależnie od wielkości – mogą przynieść wymierne korzyści zarówno społeczeństwu jak i ekosystemowi. Wyrobiska, w wyniku normalizacji stosunków

wodnych, bardzo często samoistnie wypełniają się wodą, a naturalna sukcesja roślinności powoduje przywrócenie dynamicznej równowagi ekologicznej.

Wydobywany surowiec ma bezpośrednie przełożenie na cechy użytkowe przyszłego zbiornika wodnego – kształt i głębokość, układ dna i budowa brzegów – jak i na właściwości fizyko-chemiczne wody. Najwięcej form rekreacyjnych umożliwiają zbiorniki antropogeniczne powstałe po eksploatacji surowców naturalnych metodą odkrywkową.

Obiekt modelowy – zbiornik rekreacyjny Sosina – jest przykładem zbiornika antropogenicznego powstałego po zakończeniu odkrywkowego wydobywania piasku. To właśnie zbiorniki po piaskowe – z uwagi na rodzaj wydobywanego złoża, jak i przyjęty sposób wydobywania – posiadają najwięcej cech predysponujących je do funkcji rekreacyjnych.

Ich głębokość może być bardzo zróżnicowana – od płytkich, niespełna 3 metrowych, po bardzo głębokie, sięgające nawet kilkudziesięciu metrów. Z głębokością wyrobiska powiązana jest również budowa brzegów zalewiska, co ma bezpośrednie przełożenie na dostępność dla ludzi. Zbiorniki płytkie, charakteryzujące się stopniowym, łagodnym zejściem do dna wyrobiska wymagają najmniej prac przystosowujących je do celów rekreacyjnych. Brak stromych i wysokich ścian tworzących wyrobisko zdecydowanie ułatwia tworzenie infrastruktury towarzyszącej, takiej jak kąpieliska, plaże i pomosty jak również znacząco wpływa na bezpieczeństwo przyszłych użytkowników.

Wyrobiska piasku przyjmowały zazwyczaj profil geometryczny z dość płaskim dnem i skarpami, które często charakteryzowały się schodkowym zejściem z uwagi na fakt, że wydobywanie surowca prowadzono na kilku (2-4) poziomach. Cechą charakterystyczną złóż piasku jest ich duża przepuszczalność, co w konsekwencji przejawia się dość swobodną wymianą wód powierzchniowych z wodami gruntowymi. Podłoże geologiczne i bezpośrednie połączenia z wodami powierzchniowymi i gruntowymi ma decydujący wpływ na właściwości fizyko-chemiczne wód w wyrobiskach po eksploatacji piasku i żwiru.

Przyjmując fakt, że piasek jest surowcem z reguły obojętnym chemicznie, największy wpływ na właściwości fizyko-chemiczne zgromadzonej tam wody będzie miało najbliższe otoczenie zbiornika i jego zlewnia. Ściany wyrobisk piasku, nie posiadają zanieczyszczeń typowych dla wyrobisk metali dzięki czemu znajdująca się w niecce woda może być stosunkowo dobrej jakości. Głębokość prowadzonego wydobywania ma bezpośredni wpływ na układ przylegających warstw wodonośnych, co powoduje, że występuje silny wpływ wód podziemnych na późniejszy zbiornik wodny.

W przypadku zbiornika Sosina poddano dodatkowej analizie osady znajdujące się na dnie zbiornika, które były naturalnym wynikiem zachodzącego w przyrodzie procesu sedymentacji. Badania fizyko-chemiczne przeprowadzono na czterech próbkach pobranych z osadników przechowujących zebrane z Sosiny osady denne. Wykonano także badania na obecność pierwiastków toksycznych (As, Ba, Zn, Cd, Pb, Hg, Se), zgodnie z normą PN-EN ISO 11885:2009 metodą optycznej spektrometrii emisyjnej z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-OES) (Tabela nr 2). Podczas badań fizyko-chemicznych oznaczono także następujące parametry: zawartość popiołu, ciepło spalania i wartość opałową, zawartość wodoru całkowitego oraz azotu.

Tabela 2. Podstawowe parametry fizyko-chemiczne badanych próbek osadów dennych.

Nr próbki	1	2	3	4	Poziom graniczny
Jednostka	[ppm]	[ppm]	[ppm]	[ppm]	[ppm]
Pierwiastek					
Arsen	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
Bar	1,1	0,97	0,93	0,98	10
Cynk	0,89	0,85	0,91	0,85	10
Kadm	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1
Ołów	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	2
Rtęć	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,02
Selen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,3

Identyfikacja zanieczyszczeń stałych w osadach dennych (plastik, metale, materia organiczna) odbyła się – również na czterech próbkach - przy zastosowaniu optycznej analizy mikroskopowej (Tabela nr 3).

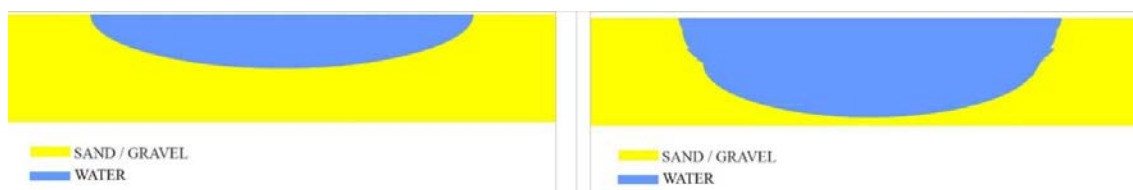
Tabela 3. Składniki stałe wykazane na podstawie badań petrograficznych w analizowanych osadach dennych.

Składnik	Próbka nr 1	Próbka nr 2	Próbka nr 3	Próbka nr 4
Materia n/o*	94,0	91,5	94,5	92,6
Szkło	0,1	0,0	0,2	0,1
Plastik	0,3	0,4	0,2	0,3
Metale	0,3	0,2	0,1	0,2
Rdza	1,9	1,8	1,1	1,4
Materia organiczna niezmieniona**	2,6	3,9	2,6	3,5
Węgiel drzewny	0,8	1,8	0,9	1,7
Węgale kopalne	0,1	0,4	0,1	0,3
Razem %	100	100	100	100

*materia nieorganiczna i organiczna zmieniona (w różnym stopniu rozkładu materia organiczna pochodzenia autochtonicznego i allochtonicznego), **materia organiczna bez widocznych śladów rozkładu.

Przeprowadzone badania, zarówno fizyko-chemiczne jak i petrograficzne, wykazały, że osady denne ze zbiornika Sosina charakteryzują się bardzo niskim stopniem zanieczyszczenia. Wszystkie badane pierwiastki toksyczne znajdują się znacząco niżej dopuszczalnych norm. Jak wykazały badania petrograficzne osady te są również wolne od dużej ilości zanieczyszczeń stałych, takich jak szkło, plastiki czy metale. Dominującym składnikiem w każdej próbce osadów była materia mineralna (piasek) oraz materia organiczna w różnym, przeważnie zaawansowanym, stadium rozkładu.

Jak pisze (Kuś i in. 2022a), przeciwieństwie do jezior naturalnych, jakość wód gruntowych ma zasadnicze znaczenie dla jakości wody w tego typu zbiornikach po wydobywczych (Muellegger i in. 2013). Część zbiorników ma wystarczającą głębokość do tego, aby doszło w nich do wyraźnego podziału na warstwy wodne różniące się temperaturą (Younger i Wolkersdorfer, 2004). Ich budowa – strome brzegi, bardzo mała strefa przybrzeżna i często występujący brak strefy bagiennej – ma duży wpływ na ekosystem całego jeziora, gdyż wymiana wody pomiędzy strefą przybrzeżną a pelagiczną jest bardzo ograniczona (Sollie i in. 2008) (rys. 16). Zauważono także, że zbiorniki z dużym hipolimnionem mają znacznie mniejszą skłonność do eutrofizacji, niż płytkie zbiorniki, w których woda jest całkowicie wymieszana (Welch i Cooke, 2005)



Rys.16: Typy zbiorników wodnych powstałych w wyrobiskach piasku i żwiru.

Po zakończeniu eksploatacji piasku w dawnych wyrobiskach jeziora można wykorzystać do celów rekreacyjnych, takich jak sporty wodne, wędkowanie, ale mogą stanowić również potencjalne rezerwuary wody pitnej. Niektóre zbiorniki charakteryzują się dużą powierzchnią, przez co znakomicie nadają się do uprawiania żeglarstwa, windsurfingu czy też – na obszarach, gdzie jest dozwolone używanie łodzi motorowych - narciarstwa wodnego. (Zhao i in. 2015; Mollema i in. 2015; Dulias, 2010).

Zarządzanie zbiornikiem wodnym przeznaczonym do rekreacji obejmuje szereg procesów związanych z zapewnieniem zarówno dobrej jakości wody, spełniającej normy określone

przepisami prawa, jak szeregiem działań związanych z zapewnieniem infrastruktury w sąsiedztwie zbiornika, które nie są ściśle określone przepisami, ale należą do szerokiego katalogu tak zwanych dobrych praktyk zarządczych. Pamiętać przy tym należy, że wiele działań człowieka, mających na celu poprawę infrastruktury towarzyszącej, czy też usprawniającej wypoczynek i rekreację, takich jak drogi, hotele, przystanie, punkty gastronomiczne, może być przyczyną negatywnego oddziaływania na środowisko. Dobre zarządzanie rekreacyjnymi zbiornikami wodnymi ma przede wszystkim ograniczać ryzyko negatywnego oddziaływania rekreacji na środowisko naturalne, co będzie miało miejsce w momencie, kiedy poziom wykorzystania środowiska przez ludzi będzie większy niż zdolność środowiska do radzenia sobie z tym użytkowaniem (Dokulil, 2013).

Sprawność i skuteczność zarządzania użytkowymi zbiornikami wodnymi zależy również od poznania i zrozumienia zachodzących w wodzie interakcje biologiczne. Od wielu lat jednym z największych problemów, z jakim stykają się zarządcy rekreacyjnych zbiorników wodnych jest ich eutrofizacja, czyli nadmierne nasycenie składnikami pokarmowymi, głównie azotem

i fosforem (Wagner i Erickson, 2017). Może to prowadzić do wielu szkodliwych procesów biologicznych, w tym do nadmiernego zakwitu glonów, co nie tylko wpływa na wygląd i zapach wody, ale także może skutkować zakwitem toksycznych sinic (Smith, 2003; McNeary i Erickson, 2013). Dominuje pogląd, że płytkie wody są bardziej narażone na zakłócenia niż zbiorniki głębokie, z uwagi na brak występującego latem rozwarstwienia termicznego wody.

Dla zarządców rekreacyjnych zbiorników wodnych kluczowym elementem jest więc kontrolowanie i skuteczne zarządzanie dopływem zewnętrznych składników odżywczych, co sprowadza się do monitoringu potencjalnie niebezpiecznych źródeł pochodzenia, takich jak: spływy wód z obszarów rolnych czy zrzut ścieków z kanalizacji (Yuan i in. 2013, Smith i in., 1999). Obliczono, że średnio każda pływająca lub kąpiąca się osoba dostarcza do akwenu 0,094 g fosforu dziennie (Dokulil, 2013). Problemem staje się również nadmierne wzbogacanie omawianych wód w azot zarówno wprowadzany przez samych użytkowników jak i ciekł wodne i wody podziemne zwłaszcza w okolicach użytków rolnych.

Naukowcy zajmujący się analizowaniem wpływu człowieka na środowisko wodne przypominają, że w akwenach przeznaczonych do kąpieli to sami kąpiący się – jeśli ich liczba jest zbyt duża – stwarzają dla siebie poważne ryzyka. Pamiętać bowiem należy, że przenoszone przez ludzi bakterie, między innymi z grupy coli *Escherichia coli*, paciorkowce kałowe, *Pseudomonas aeruginosa*, a także drożdże i grzyby, mogą stanowić potencjalne zagrożenie dla

innych (Dokulil, 2013). Jednym z podstawowych obowiązków osób zarządzających rekreacyjnymi zbiornikami wodnymi jest stały monitoring wody pod kątem mikrobiologicznym.

5. Zagrożenia środowiskowe w obrębie kąpielisk

Bezpieczeństwo plażowiczów i pływaków korzystających z kąpielisk jest zależna od jakości wody (Pronin, 2021) jak również zagrożeń powstających na obszarach w jego sąsiedztwie.

5.1. Sposoby oceny jakości wód w zbiornikach

Eutrofizacja zachodzi w ekosystemach wodnych i może trwać kilkadziesiąt, a nawet kilkaset lat. Przy zachowanym stanie równowagi ekologicznej rezerwuaru, jest procesem powtarzalnym co roku. Nasila się w czasie wegetacji, słabnie w okresie jesienno-zimowym i powraca ze zwiększoną intensywnością w okresie wiosenno-letnim. Sprawnie działający ekosystem jest w stanie poradzić sobie z tymi fluktuacjami i utrzymać poziom troficzności na bezpiecznym poziomie w wyniku samooczyszczania się. Szereg obserwacji i badań naukowych wskazuje jednak, że znaczący wpływ na postępowanie procesu eutrofizacji w ostatnich dziesięcioleciach ma działalność człowieka (Szymański i in, 2018).

Niezależnie lub w powiązaniu z identyfikacją parametrów fizykochemicznych, stosowane są metody bioindykacyjne z wykorzystaniem wrażliwych na określone substancje lub warunki siedliska organizmy żywe (Gnyubkin, 2009), w tym glony. Jest to grupa organizmów o podobnych cechach, które są głównymi producentami i w ekosystemach wodnych są podstawą sieci pokarmowych.

Fitoplankton, jedna z grup glonów, grupuje organizmy posiadające unikalne właściwości, dlatego też poszczególne grupy rozwijają się w innym czasie i w nieco innych warunkach środowiskowych. Przy obfitej zawartości biogenów, stabilności słupa wody, dostępu światła i optymalnych temperaturach dochodzi do nadmiernego rozwoju tej grupy organizmów jak tzw. **zakwit glonów**. Szczególnie niebezpieczne są cyjanobakterie, ponieważ wytwarzają różne toksyny, które mogą powodować szereg skutków dla zdrowia ludzi i środowiska. Od prostych wysypek skórnych po wątrobę i uszkodzenia nerwów, a nawet śmiertelność ryb, dzikiej fauny i flory (Chorusi i Bartrum, 1999).

Główne grupy toksyn wytwarzanych przez sinice to mikrocystyny, saksytoksyny, anatoksyny, cylindropermopsyny, nodularyny i dermatotoksyny, których identyfikacja

pozwała na ocenę stanu wód (Passos i in., 2022). Perovich i in. (2008), zalecają cotygodniowe monitorowanie obecności zakwitów sinic, w celu określenia, czy lokalizacja jest podatna na gromadzenie się zakwitów i czy może występować zagrożenie dla zdrowia. Zaleca się również stworzenie wiarygodnego protokołu monitorowania, który określa okres pobierania próbek, częstotliwość pobierania próbek oraz metody analizy w celu ochrony zdrowia ludzkiego przed zagrożeniami związanymi z zakwitami sinic (Koreivienė i in., 2014).

Wizualne monitorowanie zakwitów niebiesko-zielonych alg jest powszechną praktyką oceny ryzyka stosowaną przez różne agencje zdrowia publicznego np. w Ameryce Północnej. Podobne praktyki są stosowane w Polsce. Wykazano, że metody kontroli wizualnej mogą być skuteczną praktyką zarządzania ryzykiem pod względem szybkości i komunikacji ze społeczeństwem, ale wiadomo, że takie metody kontroli wizualnej są niedoskonałe ze względu na ich subiektywny charakter.

Zdolność niebiesko-zielonych alg do szybkiego poruszania się w słupie wody stwarza dodatkowe wyzwania dla dokładnego monitorowania wizualnego i zarządzania ryzykiem aktywności sinic. Cyjanobakterie mogą migrować do różnych miejsc w strefie foteicznej zbiornika wodnego w ciągu dnia i generalnie będą przemieszczać się w kierunku powierzchni w nocy lub wczesnym rankiem i w dół późnym popołudniem (Graham i in., 2008).

Obecna literatura na temat monitorowania cyjanobakterii w rekreacyjnych wodach plażowych zaleca, aby szybkie metody wykrywania poziomu mikrocyzyn były niezbędne do wspierania podejmowania decyzji dotyczących zdrowia publicznego, ponieważ toksyny mikrocyzynowe mogą być obecne pomimo braku dowodów wizualnych (Saleem i in., 2023).

Większość cyjanobakterii tworzy zakwity na powierzchni wody. Sprzyja temu zjawisku globalne ocieplenie, ponieważ cyjanobakterie rozmnażają się w ciepłej wodzie, ok. 25°C (Robarts i Zohary, 1987), konkurując z zielenicami (Elliott i in., 2006).

Najpopularniejszymi obecnie metodami badania jakości wód są analizy wykorzystujące techniki określające właściwości fizykochemiczne z zastosowaniem zaawansowanej spektroskopii, zintegrowanych czujników jakości wody, mikro-przepływomierzów i biosensorów (Kessler i in., 1998; Lagarde i Jaffrezic-Renault, 2010; Zulkifli i in., 2018), w tym mobilnych.

Jednym z nowszych trendów badawczych jest ocena stanu mikrobiologicznego wody przy użyciu zaawansowanych technik biologii molekularnej, jak chociażby sond genowych, które w ostatniej dekadzie uległy znacznemu rozwojowi (Boehm i Soller, 2020).

Aktualnie wprowadzane są również najnowocześniejsze i najbardziej zaawansowane obiecujące techniki monitorowania jakości wody związane z wykorzystaniem nanotechnologii, czyli badań nanocząstek pełniących rolę czujników reagujących na zadane elementy zidentyfikowane jako zanieczyszczenia (Prosposito i in., 2020).

Jako szansę na szybki i prosty sposób oceny stopnia eutrofizacji wód może być pomiar stanu fizjologicznego aparatu fotosyntetycznego glonów za pomocą sygnału fluorescencji chlorofilu a (Kalaji i in., 2016).

5.2. Sposoby oceny bezpieczeństwa użytkowania piasków plażowych

Plaże naturalne jak i sztuczne wykorzystywane do celów rekreacyjnych są narażone na degradację środowiskową poprzez nanoszenie różnego typu zanieczyszczeń, zarówno poprzez niezależne od człowieka czynniki zewnętrzne (opady deszczu, ciekły wodne, zwierzęta) jak i te związane z jego bezpośrednią działalnością (wyrzucanie śmieci, zakopywanie niedopałków papierosów, itp.). Stałym składnikiem piasków plażowych są też mikroorganizmy – bakterie, grzyby, pasożyty. Podczas licznych badań piaszczystych stanowisk przybrzeżnych używanych do rekreacji stwierdzono, że w piaskach mogą się utrzymywać populacje bakterii kałowych oraz różne szczepy drobnoustrojów ezofilnych beztlenowych (Halliday i Gast, 2011). Paciorkowce oraz bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* mogą zwłaszcza przy obniżonej odporności powodować schorzenia układu moczowego i pokarmowego (Şanlıtürk and Güran, 2021). Ekspansja grzybów zazwyczaj związana jest z większą zawartością w piaskach nierozłożonej substancji organicznej, są one reprezentowane licznie przez dermatofity, organizmy wywołujące grzybicę skóry włosów i paznokci (Sabino i in., 2014).

W ramach przeprowadzonych prac badawczych w zakresie identyfikacji zanieczyszczeń występujących bezpośrednio w sąsiedztwie zbiorników wodnych wypracowano autorską metodę oceny jakości piasków plażowych i gleb (Jelonek i in., 2022, **Kuś** i in., 2022b, **Kuś** i in., 2023).

5.3. Sposoby oceny bezpieczeństwa użytkowania oraz jakości powietrza

Może się wydawać, że niska emisja jest związana wyłącznie z sezonem grzewczym i spalaniem paliw kopalnych w paleniskach domowych. Jednak na obiektach rekreacyjnych, w których grillowanie jest dozwolone, stwierdza się, że duże skupiska grilla oraz silne nasłonecznienie mogą również stać się przyczyną zanieczyszczenia powietrza. A nawet prowadzić do zjawiska tworzenia się zawiesiny pyłów w postaci smogu.

Obróbka termiczna potraw, na przenośnych bądź zabudowanych na stałe grillach, to dość powszechne zjawisko na plażach przy zbiornikach rekreacyjnych. Najczęściej proces ten odbywa się przy zastosowaniu węgla drzewnego lub brykietów z węgla drzewnego, przynieszonego przez samych plażowiczów, znacznie rzadziej przy użyciu drewna kawałkowego, zbieranego w przyległych do zbiornika lasach. Na podstawie przeprowadzonych badań – bez zastosowania urządzeń pomiarowych – jest taka, że skupisko kilkunastu urządzeń grillowych na stosunkowo niewielkiej powierzchni plaży skutkuje zauważalnym i wyczuwalnym pogorszeniem jakości powietrza.

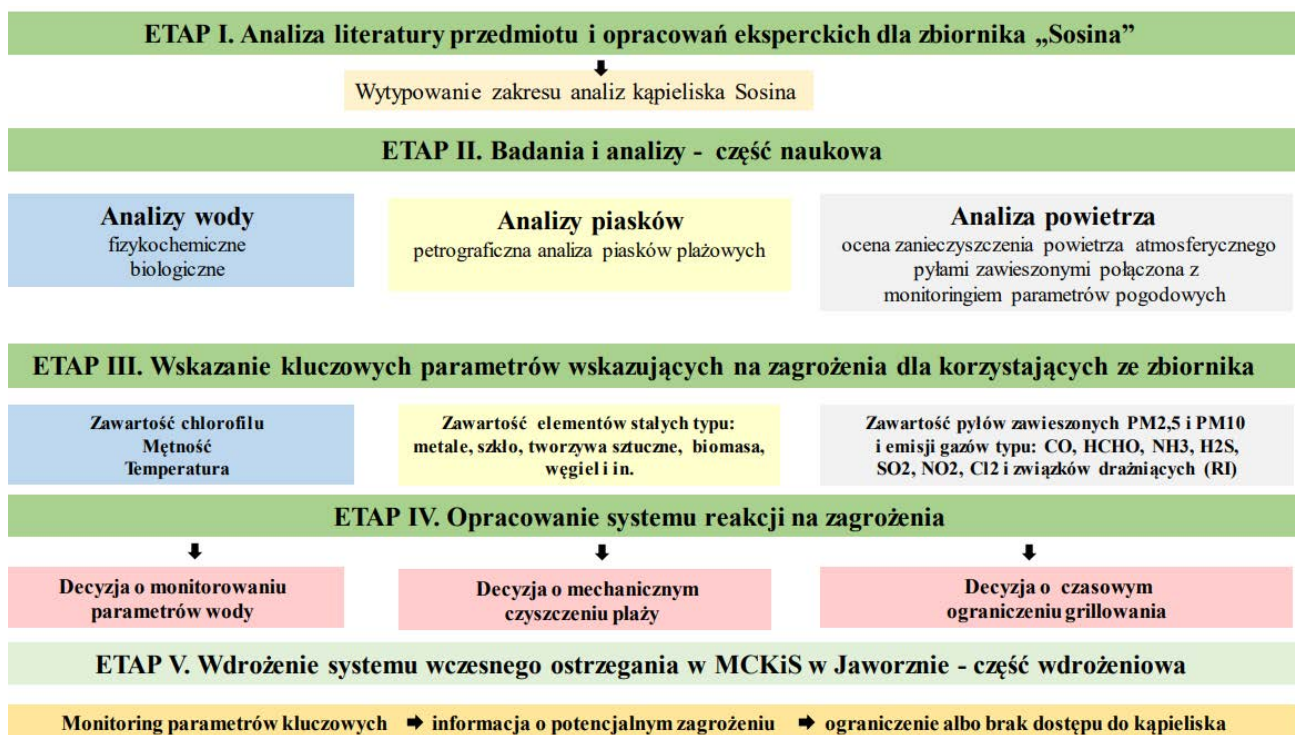
Ocena jakości powietrza, przeprowadzona została zarówno w warunkach, kiedy obiekt był wyłączony z użytkowania jak również w sezonie letnim, gdzie, w ramach rekreacji, intensywnie grillowano bezpośrednio na plaży (Kuś i in., 2022c).

6. Materiały i metody

Badania prowadzono w obrębie zbiornika „Sosina” i jego najbliższego sąsiedztwa w latach 2019-2022 i obejmowały:

- badania parametrów jakości wody,
- badania jakości podłoża obszarów plaży,
- badania jakości powietrza na terenie zbiornika i w jego bezpośrednim sąsiedztwie.

Poszczególne etapy prowadzonych badań przedstawiono na schemacie (rys. 17).



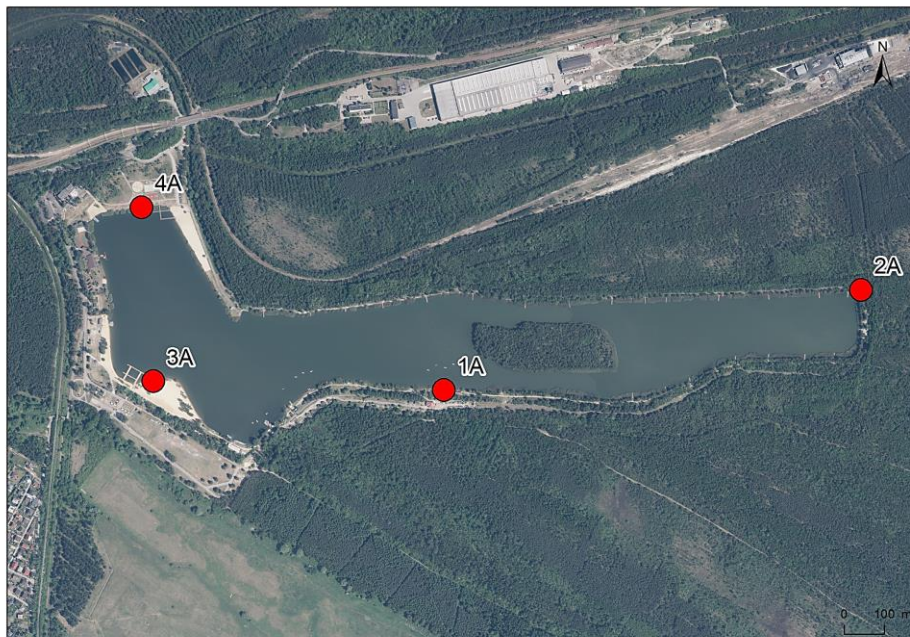
Rysunek 17. Schemat realizacji badań i analiz wraz z końcowym efektem wdrożenia (oprac. własne)

Na podstawie rozpoznania warunków fizykochemicznych w obrębie zbiornika, wstępnego zakresu użytkowania zbiornika, identyfikacji lokalizacji miejsc o największej aktywności rekreacyjnej użytkowników oraz realnych i potencjalnych zagrożeń w jego obrębie (badania własne i Woźnica i in., 2015), wytypowano cztery główne punkty poboru próbek wody.

6.1. Charakterystyka powierzchni badań

Punkt przy plaży południowej (3A), zlokalizowanej na stronie dowietrznej zbiornika, miejsce cumowania żaglówek (1A), dopływ wody z lasów od wschodniej strony zbiornika (2A) oraz plaża północna (4A). Na obszarze przy punkcie 3A, badano teren plaży i jakość powietrza (rys. 18).

Nasilenie aktywności użytkowników w zakresie rekreacji, ze względu na dostępną infrastrukturę, w największym stopniu identyfikowane jest w obszarze wokół punktu 3A.



Rysunek 18. Miejsca poboru próbek do badań wody (oprac. własne).

Punkt 1A (50°14'22.3N, 19°20'16.0E)

Miejsce zlokalizowane w sąsiedztwie pomostu przeznaczonego do cumowania żaglówek i budynku do przechowywania infrastruktury do pływania (rys. 19). Równocześnie znajduje się tu stanowisko wędkarskie i miejsce wodowania łodzi. Brzeg porasta szuwar trzcinowy (*Phragmitetum communis*), okresowo koszony. Licznie reprezentowane jest tu ptactwo wodne, głównie kaczki krzyżówki.



Rysunek 19. Punkt 1 A poboru próbek do badań wody (fot. S. Kuś).

W odległości 10 m od brzegu głębokość osiąga ok. 120 cm. Punkt poboru próbek został wytypowany z uwagi na niewielką aktywność użytkowników.

Punkt 2A (50°14'30.2N, 19°21'09.0E)

Powierzchnia zlokalizowana w sąsiedztwie dopływu wód do zbiornika z terenu okolicznych lasów. Położenie w bezpośrednim sąsiedztwie zbiorowisk leśnych i ścieżki asfaltowej biegnącej wokół zbiornika. Brzeg porośnięty szuwarem trzcinowym (*Phragmitetum communis*). W odległości 10 m od brzegu głębokość osiąga ok. 160 cm.

Punkt poboru został wytypowany z uwagi na fakt, iż jest to największy dopływ wody do zbiornika (rys. 20).



Rysunek 20. Punkt 2 A poboru próbek do badań wody (fot. S. Kuś).

Punkt 3A (50°14'23.2N, 19°19'39.2E)

Miejsce wyznaczone na terenie i w sąsiedztwie czynnej plaży południowej (rys. 21). Plaża zbudowana jest piasku pochodzącego z sąsiadującej ze zbiornikiem piaskowni. Wykazuje parametry piasków drobnoziarnistych o frakcji od 0,5 do 1 mm. W jej obrębie znajdują się pojedyncze drzewa, głównie brzozy (*Betula pendula*) i fragment szuwarów trzcinowych (*Phragmites australis*). Graniczy z wysokim brzegiem wyrobiska zadrzewionego m.in. modrzewiem (*Larix decidua*) i brzozami (*Betula pendula*). W obrębie plaży do zbiornika wpływają wody z odwodnienia sąsiedztwa terenu. Brzeg zbiornika łagodnie przechodzi w dno. Głębokość tuż przy plaży osiąga >10cm, w odległości 10 m od brzegu głębokość osiąga ok. 150 cm.

Punkt poboru próbek został wytypowany z uwagi na bliskość strzeżonego kąpieliska i związaną z tym największą intensywność użytkowania.



Rysunek 21. Miejsca 3A poboru próbek do badań wody (oprac. własne).

Punkt 4A (50°14'37.5N, 19°19'38.7E)

Powierzchnia w obrębie kąpieliska przy brzegu północnym zbiornika (rys 22). Roślinność reprezentowana w większości przez szuwar trzcinowy (*Phragmitetum communis*), ograniczona pomostami. W odległości 10 m od brzegu głębokość osiąga ok. 140 cm. Punkt poboru próbek został wytypowany z uwagi na największą intensywność użytkowania.

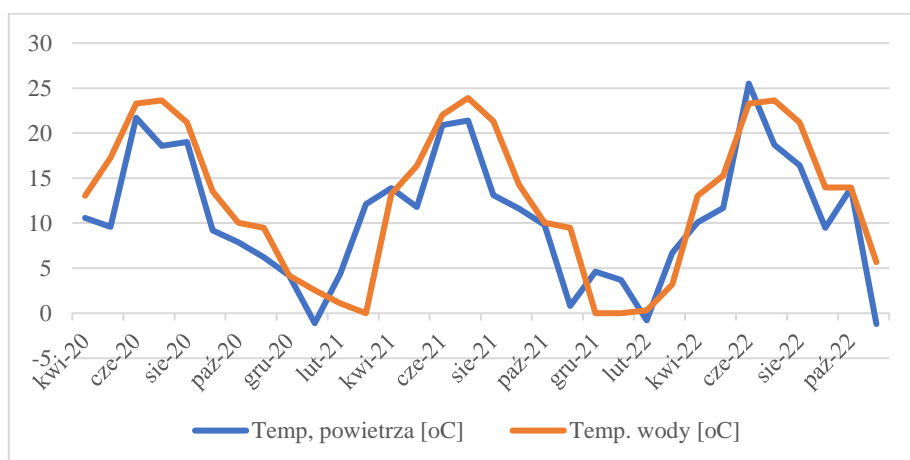


Rysunek 22. Miejsce 4A poboru próbek do badań wody (oprac. własne).

6.2. Badania wody

Badania wody zbiornika „Sosina” prowadzono w sposób **bezpośredni** w terenie, z zachowaniem reżimu co 30 dni (± 1). Za pomocą aparatów multimetrycznych ProDSS firmy Ysi mierzono następujące parametry wody: temperatura wody, koncentracja chlorofilu a, poziom fikocyjaniny, przewodność, całkowitą koncentrację substancji rozpuszczonych, zasolenie, pH, potencjał redoks, koncentrację fosforanów, koncentrację azotanów, tlen rozpuszczony, koncentrację chlorków, ciśnienie i mętność wody.

Uwzględniano również temperaturę powietrza w dniach, kiedy wykonywano pomiary (za: IMGW). Poniżej przedstawiono wartości temperatury powietrza i wody (rys. 23).



Rysunek 23. Temperatura powietrza (za: IMGW) i wody (pomiary własne) w dniach wykonywania pomiarów terenowych.

Opisy poszczególnych parametrów wody i ich znaczenie w identyfikacji zagrożeń dla osób korzystających z akwenu przedstawiono w Tabeli 4.

Tabela 4. Zestawienie parametrów i ich znaczenia dla funkcjonowania ekosystemu zbiorników w odniesieniu do zagrożeń dla korzystających z nich rekreacyjnie.

Badany parametr wody	Znaczenie dla jakości wody
Temperatura wody	Determinuje tempo procesów chemicznych w niej zachodzących i tempo metabolizmu komórek fitoplanktonu. Wysoka temperatura wody jest niekorzystna ze względu na stymulację rozwoju bakterii i sinic, zagrażających użytkownikom.
Chlorofil a	Wskaźnik produkcji pierwotnej w wodach. Zakwit glonów w wodach słodkich to wynik hipertrofii, czyli nadmiaru składników odżywczych (biogenów), zwłaszcza fosforanów, węgla i azotu (Teta i in., 2017).
Fikocyjanina	Wskaźnik obecności sinic w wodach powierzchniowych, pochłaniającym promieniowanie widzialne pomarańczowe i czerwone, emitującym światło o długości fali około 650 nm.
Przewodność elektrolityczna	Może być wskaźnikiem zanieczyszczenia mineralnego, w wodach waha się w granicach od 50–1 000 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (Dojlido, 1995). Wskazuje na obecność wolnych jonów pochodzących z dysocjacji związków nieorganicznych (m.in. siarczanowych i chlorkowych).
Całkowita koncentracja substancji rozpuszczonych fDOM	Wskaźnik ten informuje o ilości węgla organicznego, który jest przetwarzany w biomasę bakterii (Alan, 1998). W zbiornikach otoczonych roślinnością i drzewami największy wzrost fDOM następuje jesienią na skutek rozkładu obumarłych opadłych liści martwej roślinności zanurzonej, zmiana pH.
Zasolenie	Zasolenie wody, wiąże się z obecnością jonów rozpuszczonych w wodzie, co przyczynia się do zwiększenia przejrzystości a z drugiej strony rozwoju roślin, które mają dostęp do światła (Pierzchała i Sierka, 2020).
pH	Wartość pH jest wskaźnikiem równowagi pomiędzy procesami zachodzącymi w obrębie zbiornika: fotosyntezy, oddychania i asymilacji azotu. Stwierdzona większa zasadowość przed i po okresie najintensywniejszej wegetacji roślinności zanurzonej, wskazuje na potencjalne zewnętrzne źródło alkalizacji wód zbiornika (Rzętała, 2008) – zanieczyszczenia.
Potencjał redukcji utleniania (ORP)	Wskazuje na zdolności akwenu do samooczyszczenia, czyli do rozkładu trafiających do wody martwych roślin i zwierząt, a także zanieczyszczeń.
Koncentracja fosforanów	Zawartość fosforanów świadczy o żyzności wody i prowadzi do eutrofizacji. Niedobory ograniczają produkcję pierwotną ekosystemu – dysfunkcja ekosystemu.
Koncentrację azotanów	Obecność w wodzie związków azotu (głównie azotanów) decyduje o tzw. żyzności wody. Ich ciągła dostawa może spowodować eutrofizację zbiornika przejawiającą się m.in. nadmiernym rozwojem fitoplanktonu oraz roślin naczyniowych.
Zawartość tlenu w wodach powierzchniowych	Bezwzględna zawartość tlenu w wodzie ($\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) oraz, uwzględniając temperaturę wody i ciśnienie, zawartość względną, mierzona jako procentowe wysycenie tlenem wody w danych warunkach temperaturowych, niezbędna do przebiegu procesów i życia organizmów żywych.
Ciśnienie i mętność wody [FNU]	Ciśnienie i mętność wody, świadczy o docieraniu do dna światła słonecznego, tworząc dogodne warunki dla rozwoju roślinności zanurzonej. Jest to spowodowane obecnością zawieszonych w wodzie materiałów, takich jak glina, muł, materiał organiczny, plankton i inne cząstki stałe – efekt eutrofizacji.

W trakcie analizy czujniki sondy zanurzone były w powierzchniowej warstwie wody w celu skorelowania danych z danymi otrzymanymi z analizy składu fitoplanktonu. Wyniki zostały spisane w formularzu terenowym, a następnie zebrane w formularzu Excel.

Próbki wody z powierzchni 3A poddano wybranym analizom laboratoryjnym w laboratorium akredytowanym. Próbki pobierano w regularnych odstępach czasowych, co 30 dni z zachowaniem zasad i reżimu poboru próbek do badań podczas całego okresu badań, poza miesiącami, kiedy powierzchnia zbiornika zamarzała.

W laboratorium oznaczano:

- Fosforany / PO₄ PN-EN ISO 10304-1:2009 mg·l⁻¹,
- Siarka / S PN-EN ISO 11885:2009 (0,050-100) mg·l⁻¹,
- Azot ogólny / N PB/FCH/6/D:10.04.2017 (0,72-2023) mg·l⁻¹,
- Azot azotanowy / NNO₃ PN-EN ISO 13395:2001 (0,2-100) mg·l⁻¹,
- Azot azotynowy / NNO₂ PN-EN ISO 13395:2001 (0,02-2,5) mg·l⁻¹.

W oparciu o wyniki badań terenowych i laboratoryjnych obliczono Indeks stanu troficznego zbiornika w poszczególnych miesiącach (TSI) badań.

Dla przeliczenia wartości mierzonej turbidity [FNU] wykorzystano model regresji głębokości Krążka Secchiego w funkcji zmętnienia:

$$\text{Głębokość Secchiego} = 11,123 \times \text{Tbdy}^{(-0,637)},$$

gdzie Secchi Depth jest w stopach, Tbdy to zmętnienie w FNU, „x” to symbol mnożenia, a „^” to symbol potęgowania. To równanie zawiera współczynnik korekcji odchylenia równy 1,01 za: https://or.water.usgs.gov/will_morrison/secchi_depth_model.html

Określono stan troficzny zbiornika wg zaproponowanych przez Carlson (1977) wzorów:

- $\text{TSI}(\text{SD}) = 60 - 14,41 \ln(\text{SD})$
- $\text{TSI}(\text{CHL}) = 9,81 \ln(\text{CHL}) + 30,6$
- $\text{TSI}(\text{TP}) = 14,42 \ln(\text{TP}) + 4,15,$

gdzie: SD, to widzialność krążka Secchiego, Chl – stężenie chlorofilu a, TP – stężenie fosforu całkowitego. TSI przyjmuje wartości od 0 do 100.

Wartości poniżej 30 oznaczają oligotrofię, 40–50 – mezotrofię, 50–60 – eutrofię, a powyżej 70 – hipetrofię (Carlson, 1996).

6.3. Badania parametrów biologicznych wody

Analiza parametrów biologicznych objęła jakościową i ilościową analizę fitoplanktonu ze szczególnym uwzględnieniem gromady sinic *Cyanophyta*, jako elementu mogącego stanowić bezpośrednie zagrożenie dla użytkowników ze względu na wytwarzanie toksyn (Carey i in., 2012). Próbkę pobierano w czterech punktach zbiornika (rys. 5).

Próbki przeznaczone do oznaczania fitoplanktonu były zbierane regularnie w odstępie ok. 30 (± 2) dni od marca 2019 do listopada 2022 roku w miesiącach od marca do października. Próbkę pobierano, przefiltrowując 10 dm³ wody przy pomocy siatki fitoplanktonowej o rozmiarze oczka 10 μ m. Wodę pobierano z powierzchniowej warstwy wody (do 0,5m) ze względu na fakt, że fitoplankton, jako grupa organizmów głównie autotroficznych, wymaga dostępności światła do przeprowadzania fotosyntezy. W związku z tym jego występowanie ogranicza się do głębokości przenikania światła słonecznego.

Zebrane próbki przewożono do laboratorium i przechowywano w lodówce w temperaturze $<10^{\circ}$ C w ciemności.

Próbki do analiz jakościowych fitoplanktonu konserwowano przy pomocy płynu Lugola. Płyn dodawany jest do próby do otrzymania „koniakowej” barwy. Zakonserwowane próbki przechowywano w temperaturze $<10^{\circ}$ C w lodówce (Kruk-Dowgieńło i in., 2010).

Prace laboratoryjne przeprowadzono w pracowni Symulacji procesów ekologicznych Instytutu Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego przy ulicy Jagiellońskiej 28.

Analiza jakościowa przeprowadzona została w celu określenia składu gatunkowego fitoplanktonu przy powiększeniach 10x i 20x metodą pasów równoległych pod mikroskopem odwróconym Olympus IMT-2 oraz przy użyciu kluczy do oznaczania fitoplanktonu.

Analiza ilościowa, przeprowadzona dla określenia roli poszczególnych gatunków, zwłaszcza sinic w funkcjonowaniu ekosystemu zbiornika, została metodą liczenia przy użyciu mikroskopu odwróconego, oparta na technice liczenia Utermöhl'a (1958). Zliczanie zostało przeprowadzone metodą pól losowych – 10 pól losowych przy powiększeniu 20x.

Wyniki analizowano dla okresu obejmującego rozwój glonów planktonowych bez ich różnicowania.

Wyniki zostały zebrane w formularzu kalkulacyjnym opracowanym w Excel w celu wyliczenia biomasy i dalszej analizy statystycznej w programie Statistica 13.1.

6.3.1. Dominanty i grupy funkcjonalne fitoplanktonu

Ocena jakości wód powierzchniowych wykonywana jest w oparciu o (Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz. U. 2017 poz. 1566), wartości parametrów fizycznych, chemicznych, hydromorfologicznych i biologicznych. Analiza jakościowa i ilościowa, choć nie wymagana w ocenie zagrożeń kąpielisk (patrz rozdział 4.), jest fitoplankton. Zatem, równoległe z badaniami właściwości fizyko-chemicznych wody analizowano fitoplankton, ze szczególnym uwzględnieniem sinic, które dla zbiorników o przeznaczeniu rekreacyjnym są szczególnie niebezpieczne. Organizmy wchodzące w skład fitoplanktonu, podobnie inne organizmy żyjące w zbiornikach, wykazują preferencje występowania w zakresach (amplitudach) wartości warunków bio- i abiotycznych (np. Caracciolo i in. 2021). Jeżeli należą do „Zbioru organizmów o podobnych preferencjach środowiskowych, zajmują tę samą niszę ekologiczną, pełnią podobne funkcje w ekosystemie, tworzą **grupę funkcjonalną**” (za: Reynolds i in., 2002, 2006; Padiśák i in., 2009; Mądrecka i in., 2016)

Poprzez określenie przynależności gatunków stwierdzanych w badanym zbiorniku do grup funkcjonalnych możliwa była ocena stanu wody i jego funkcjonowania jako ekosystemu (Reynolds i in. 2002; Kruk i Marley 2020). Poniżej przedstawiono przyjętą na potrzeby analizy, klasyfikację wraz z charakterystyką grup funkcjonalnych (tab. 5).

Tabela 5. Zestawienie grup funkcjonalnych fitoplanktonu zidentyfikowanych w zbiorniku „Sosina” (za: Padiśák i in., 2009, zmienione)

Symbol	Charakterystyka środowiska
A	Przejrzyste, głębokie, ubogie jeziora, z gatunkami wrażliwymi na zmiany pH.
C	Eutroficzne małe i średnie jeziora z gatunkami wrażliwymi na początek stratyfikacji
D	Płytkie mętne wody, w tym rzeki.
E	Zazwyczaj małe, płytkie, ubogie lub heterotroficzne stawy.
G	Wody bogate w składniki odżywcze, stojące; Małe jeziora eutroficzne i bardzo stabilne fazy w większych dorzeczach i zbiornikach retencyjnych.
J	Płytkie, mieszane, wysoce żyzne systemy wodne w tym rzeczne.
Lo	Jeziora głębokie i płytkie, od oligo do eutroficznych, od średnich do dużych jezior.
M	Eutroficzne do hipertroficznych, małe i średnie zbiorniki wodne.
MP	Często wzburzone, nieorganicznie mętne płytkie jeziora.
N	Ciągła lub półciągła warstwa mieszana o grubości 2 –3 m. Związek ten można przedstawić w płytkich jeziorach, w których średnia głębokość jest tego rzędu lub większa, a także w epilimnii jezior warstwowych, gdy kryterium mieszania jest spełnione.
P	Warunki podobne jak w grupie N, ale o wyższej trofii.
UN	Taksony niesklasyfikowane.
W1	Stawy, także okresowe, bogate w materię organiczną pochodzącą z rolnictwa i ścieków.
Y	Ten kodon, obejmujący głównie duże kryptomonady, ale także małe bruzdnice, odnosi się do szerokiego wachlarza siedlisk, co odzwierciedla zdolność jego reprezentatywnych gatunków do

6.3.2. Inne zagrożenia biologiczne

W okresie pandemii dokonano analizy wody na obecność SARS-CoV-2, którą przeprowadzono w okresie największej liczby osób korzystających z kąpieliska (10 i 23.08.2020), którą przeprowadziło laboratorium akredytowane (Eurofins Technologies VirSeek Method, nr identyfikacyjny laboratorium 0036615/20).

Wykorzystano również wyniki badań Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w zakresie weryfikacji obecności bakterii *Escherichia coli*, *enterokoków* w wodzie oraz cjanotoksyn.

6.4. Analizy statystyczne wyników badań wody

Dla określenia istotności różnic pomiędzy parametrami wody w poszczególnych latach i miesiącach badań a także miejscami poboru próbek, wykorzystano analizę wariancji ANOVA (Test F Welcha) i test post hoc rozsądnej istotnej różnicy (RIR) Tukeya.

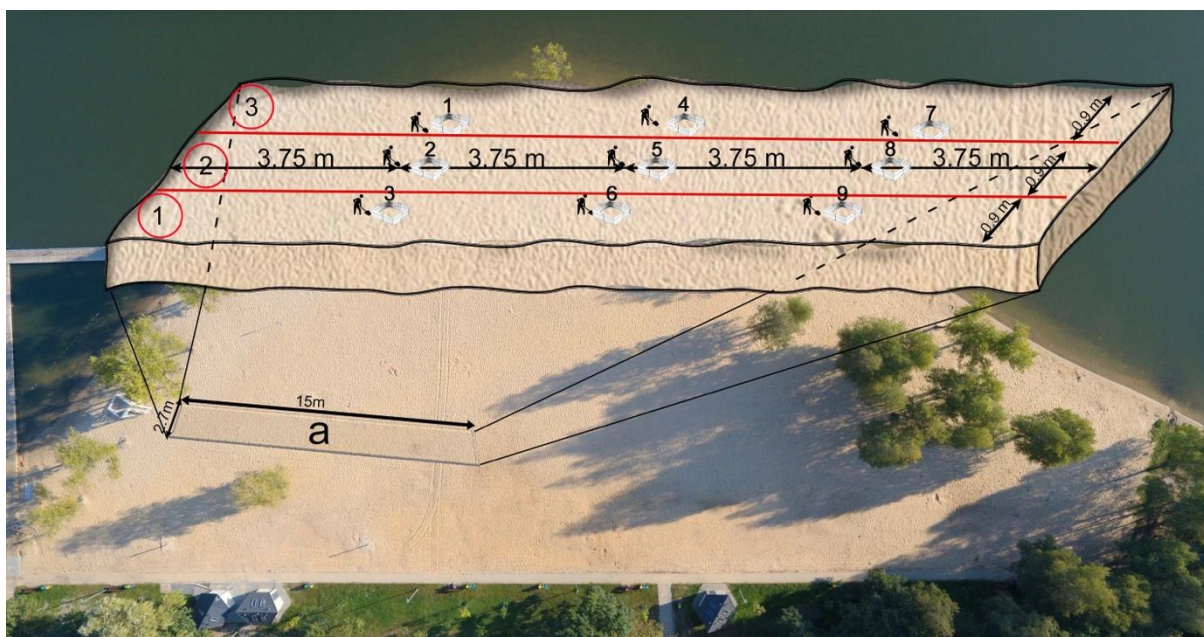
Dane parametrów a także wskaźników troficznych wody zostały poddane nieparametrycznemu testowi korelacji rang Spearmana z danymi obejmującymi biomasę fitoplanktonu (w szczególności sinic) w celu wykazania grup funkcjonalnych fitoplanktonu powiązanych z warunkami sprzyjającymi zakwitowi.

Dla każdego oznaczonego taksonu wyliczono biomasę w celu określenia taksonów dominujących i rozpoznania grup funkcjonalnych (Padisák i in. 2009). Analizy wykonano wykorzystując pakiet STATISTICA v13.1. (TIBCO Software Inc., 2017).

6.5. Badania zanieczyszczeń plaży

Próbki piasku z plaży, zlokalizowanej w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika, zebrano zgodnie z poniższym schematem i poddano je analizie petrograficznej (rys. 24).

Analizy petrograficzne przeprowadzono w pracowni Coal & Science Instytutu Nauk o Ziemi i Środowisku Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Śląskiego przy ulicy Będzińskiej 60 w Sosnowcu.



Rysunek 24. Lokalizacja pobierania próbek do badań petrograficznych (oprac. własne)

Do rozpoznania zanieczyszczeń w piaskach plażowych wykorzystano metodykę i narzędzia petrografii optycznej w świetle odbitym i technikę pomiarowo-badawczą. Badania petrograficzne przeprowadzono zgodnie z obowiązującą metodyką i standardami prowadzenia badań. Wyznaczono obszar badawczy, z którego za pomocą metalowej foremki o wymiarach 20x15x20 pobrano dwie próbki piasku do badań, uzyskując każdorazowo po 4000 cm³ materiału badawczego. Próbkę pobrano z punktów wyznaczonych w prostokącie badawczym co 5000 cm. Następnie pobrany materiał z każdej próbki osobno został zmielony w młynku kulowym do frakcji 0,02 cm. Kolejną każdą z próbek przesiano przez zestaw sit 0,1 cm oraz 0,05 cm, a z sita 0,05 cm pobrano miarką losowo próbkę piasku (około 15g). Pobrana próbka została umieszczona w foremce o średnicy 4 cm i zainkludowana w żywicy SpeciFix-20 Kit firmy Struers na zimno. Po związaniu się żywicy próbkę przeszlifowano przy użyciu papieru wodnego o uziarnieniach 400 i 1200 usuwając nadmiar żywicy i wyrównując próbkę. Tak przygotowane zglądy po dokładnym wypłukaniu przy pomocy płuczki ultradźwiękowej poddano obserwacji mikroskopowej w świetle białym odbitym w immersji olejowej.

Do obserwacji i określenia składu jakościowo-objętościowego został użyty mikroskop automatyczny, polaryzacyjny AxioImager M2m firmy ZEISS z dostawianym stolikiem skaningowym 75 × 50 i panelem kontrolnym MCW-2 ECO, stosując metodę imersji olejowej przy powiększeniu 500X. Podczas automatycznego przesuwu zglądu wykonano 1000 pomiarów zliczając każdy zidentyfikowany składnik osobno na przecięciu krzyża

umieszczonego w binokularze a skład objętościowo-jakościowy został automatycznie skalkulowany z wykorzystaniem dedykowanego oprogramowania do ww. stolika skaningowego.

Dodatkowo podjęto próbę oszacowania ilości oraz identyfikacji zalegających na plaży zanieczyszczeń stałych przy użyciu powietrznego laboratorium Yuneec H520 wyposażonego w kamerę E90. Podczas przelotu zostały wykonane zdjęcia statyczne oraz filmowe części powierzchniowej wyznaczonego terenu badawczego. Uzyskane obrazy zostały poddane ocenie organoleptycznej oraz z zastosowaniem modelu segmentacji opartym na sieciach splotowych U-Net.

Przed analizą obrazów do aplikacji zostały wprowadzone mapy bitowe zidentyfikowanych podczas badania przesiewowego elementów stałych (mapy bitowe materiału biologicznego, antropogenicznego i mineralnego w piaskach plażowych) jako wzorce porównawcze.

6.6. Badania zanieczyszczeń powietrza

Do pomiarów jakości powietrza atmosferycznego zastosowano dwa atestowane zgodnie z normami PN-EN ((EN 50270:2015., PN-EN 50271:2018-08) analizatory Atmon FL wyposażone w 10 sensorów pomiarowych. W badanym powietrzu określono stężenia poszczególnych gazów: CO, RI, HCHO, NH₃, H₂S, SO₂, NO₂, Cl₂ oraz pyłów zawieszonych PM_{2.5} i PM₁₀, wchodzących w skład dymu emitowanego z urządzeń grillowych (Jelonek i in., 2020). Zarejestrowano również temperaturę i wilgotność powietrza, ciśnienie atmosferyczne, sumę opadów, kierunek i prędkość wiatru oraz procent całkowitego zachmurzenia podczas każdego pomiaru. Testy zostały wykonane w 2021 roku podczas sezonu kąpielowego w każdą niedzielę miesiąca począwszy od 27 czerwca do 26 września.

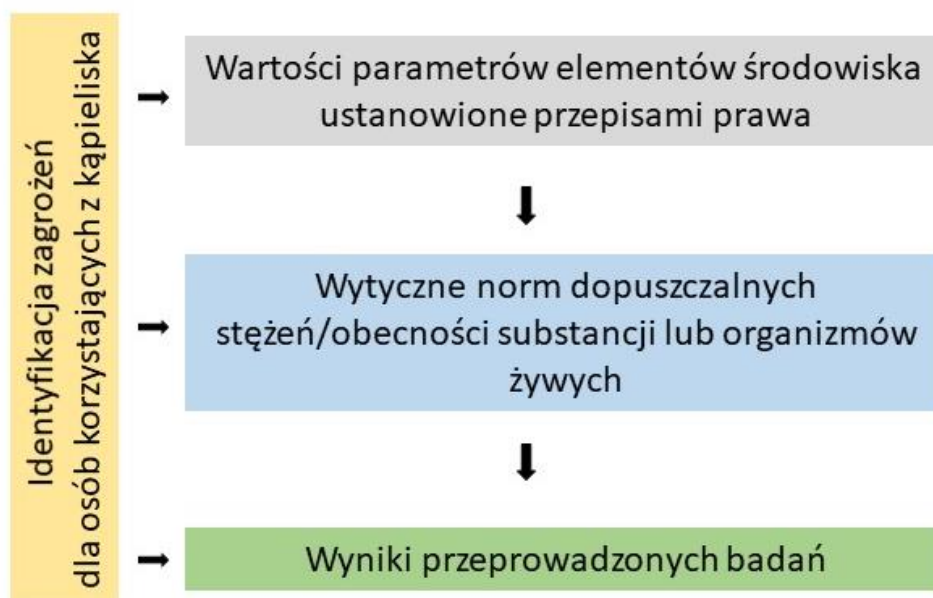
W sumie wykonano 14 cykli pomiarowych obejmujących tą samą trajektorię przejazdu w pobliżu miejsc występowania czynnych palenisk grillowych. Aparaturę pomiarową zamontowano na wózku kołowym umożliwiającym poruszanie się z nią wzdłuż stałej wyznaczonej trajektorii pomiarowej o długości trasy wynoszącej około 412 m. Pokonanie całej wyznaczonej trasy przejazdu zajmowało około 8 minut (z średnią prędkością 3 km/h) podczas których pomiary były wykonywane przez analizatory Atmon FL w jedno sekundowym przedziale czasowym.

Do określenia wpływu grillowania na jakość piasków plażowych został piasek zbadany pod kątem występowania w nim dwunastu pierwiastków uznawanych za toksyczne. Oznaczono również stężenia poszczególnych pierwiastków w badanym materiale i porównano

otrzymane wyniki z wartościami referencyjnymi. Piaski poddano badaniu *in situ* w okolicy pomostów wyznaczających obszar kąpieliska. Obszar ten wytypowano, ponieważ występowało tam największe nagromadzenie urządzeń grillowych. Pomiary wykonano w odległości około 5 m (pomiar nr 1) i 9 m (pomiar nr 2) od pomostów zabudowanych na kąpielisku przy plaży nad zalewem „Sosina”. Wykonano również jeden pomiar (pomiar nr 3) w miejscu, w którym nie stwierdzono występowania czynnych urządzeń grillowych i oddalonego od najbliższych zidentyfikowanych grilli podczas całego okresu badawczego o 30 m. Piaski plażowe poddano analizie *in situ* przy pomocy urządzenia Vanta serii M (analyzer fluorescencji rentgenowskiej) mierząc stężenia poszczególnych pierwiastków (As, Ba, Cr, Sn, Zn, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg).

6.7. Wyznaczenie poziomów referencyjnych dla czynników wskazujących zagrożenia ze strony środowiska dla użytkowników kąpieliska

W przypadku ustalania propozycji wartości referencyjnych wartości dla podejmowania działań informacyjnych o stanie kąpieliska uwzględniono poniższe informacje (rys. 25):



Rysunek 25. Dane uwzględnione w opracowaniu wartości parametrów wskazujących na możliwość powstania zagrożeń w kąpielisku i jego otoczenia (oprac. własne)

6.8. Określenie wartości referencyjnych będących podstawą podejmowania działań w zakresie funkcjonowania kąpieliska: jakość wody

Ponieważ *Cyanobacteria* stanowią najistotniejsze zagrożenie dla zdrowia człowieka, identyfikacja relacji pomiędzy parametrami fizykochemicznymi wody a rozwojem sinic jest istotne w zarządzaniu ryzykiem, umożliwiając szybkie lokalne reakcje na zmieniające się warunki jakości wody (Grentell i in., 2022).

W oparciu o wyniki analizy korelacji czynników abiotycznych z biomasą fitoplanktonu i osobno sinic, wytypowano te, które w największym stopniu przyczyniają się do zagrożenia nadmiernego występowania w okresie rekreacyjnym (maj – wrzesień w trzech latach badań).

Do analizy wykorzystano test R Spearmana, określając istotne statystycznie korelacje $p < 0,05$, pomiędzy parametrami wody a ilością biomasy fitoplanktonu wraz z sinicami jak i sinic osobno.

6.9. Określenie wartości referencyjnych będących podstawą podejmowania działań w zakresie funkcjonowania kąpieliska: jakość piasku plażowego

Do opracowania poziomów referencyjnych zastosowano algorytm oparty na założeniach:

1. Wytypować z wszystkich zidentyfikowanych w próbkach piasków plażowych zanieczyszczeń stałych stwarzające największe zagrożenie dla użytkowników plaży.
2. Wyznaczyć teren badawczy i pobrać próbki piasku z obszaru, na którym to zaobserwowano wzmożony ruch użytkowników obiektu oraz nagromadzenie dużej ilości odpadów w pojemnikach w porównaniu z pozostałymi rozmieszczonymi pojemnikami na obiekcie (na podstawie wywiadu z pracownikami obsługi).
3. Wykonać analizę próbek z wykorzystaniem mikroskopu (wykorzystanie autorskiej metody analizy piasków za pomocą metod petrograficznych).
4. Obliczyć procentową zawartość zanieczyszczeń stałych w każdej próbce piasku, a następnie oblicz średnią zawartość zanieczyszczeń dla całej próby. W ten sposób można określić, jak często występują wytypowane zanieczyszczenia w piaskach plażowych.
5. Dokonać analizy wyników.
6. Po przeprowadzeniu analizy wyników przeanalizować ich znaczenie i określić, jakie działania mogą być podjęte, aby zmniejszyć występowanie zanieczyszczeń stałych na plaży.
7. Określić częstotliwość monitorowania.
8. Należy wyznaczyć regularność monitorowania poziomu zanieczyszczeń stałych na plażach poprzez przeprowadzanie analizy próbek piasku metodą petrograficzną.

Kolejno:

Wyznaczono elementy stwarzające największe niebezpieczeństwo występowania ewentualnych urazów fizycznych wśród użytkowników plaży, tj.

- szkło i jego fragmenty (powstawanie uszkodzeń skóry, głębokich ran, krwawień, krwotoków infekcji, itp.)
- tworzywa sztuczne (możliwość zadławień, w przypadku twardych i ostrych elementów powstawanie uszkodzeń skóry, głębokich ran, krwawień, krwotoków infekcji, itp.)
- metale (powstawanie uszkodzeń skóry, głębokich ran, krwawień, krwotoków, infekcji, tężca w przypadku elementów porzeczonych itp.).

6.10. Określenie wartości referencyjnych będących podstawą podejmowania działań w zakresie funkcjonowania kąpieliska: jakość powietrza

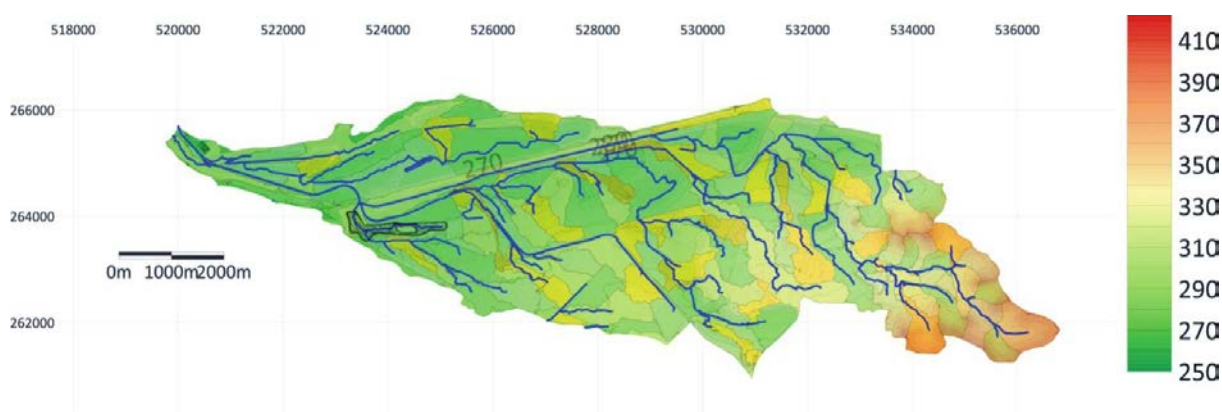
Poziomy referencyjne dla pyłów PM10 i PM2.5 zostały określone w oparciu o ocenę jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2021 (Raport, 2021). Raport został oparty na badaniach, które wykazały, że działanie pyłów PM10 i PM2.5 na organizm ludzki może prowadzić

do szeregu negatywnych skutków zdrowotnych. W tym do chorób układu oddechowego, sercowo-naczyniowego i neurologicznego. W związku z powyższym zostały ustanowione normy w celu ochrony zdrowia ludzi i zapewnienia odpowiedniej jakości powietrza.

7. Wyniki badań i analiz

7.1. Zlewnia zbiornika i identyfikacja miejsc zanieczyszczenia zbiornika

Na potrzeby prowadzonych badań wyznaczono zlewnię zbiornika Sosina (rys. 26), której powierzchnia zajmuje 2,44 km². Teren zlewni jest użytkowany jako miejsce zabudowy zamieszkania zbiorczego, zieleni leśnej, ośrodki wypoczynkowe, pola namiotowe oraz lasy, zielen parkową, ciągi drogowe i kolejowe.



Rysunek 26. Teren zlewni zbiornika Sosina wraz z zaznaczonymi ciekami (opracowanie własne)

Zidentyfikowano lokalizację źródeł oraz potencjalnych źródeł zanieczyszczeń w zlewni zbiornika. Analizy te zostały wykonane w oparciu o dostępne opracowania i mapy, przeprowadzono także wizje lokalne w terenie oraz badania laboratoryjne.

Zlewnia zbiornika Sosina jest stosunkowo uboga i niewiele cieków ma bezpośrednią styczność z samym zbiornikiem.

Z dostępnych opracowań i wyników badań dotyczących „Sosiny” (m.in. Woźnica i in., 2015, npbl.) wynika, że największym potencjalnym zagrożeniem dla jakości wód Sosiny są trzy niewielkie dopływy zlokalizowane na południowym brzegu, w rejonie plaży głównej i miejsc intensywnie wykorzystywanych do rekreacji.

W tych miejscach notowano niskie stężenia tlenu, które mogą stanowić potencjalne zagrożenie dla jakości wód, na co wskazywałyby również relatywnie wyższe wartości TDS oraz przewodnictwa w stosunku do wyników uzyskiwanych w innych punktach pomiarowych (Woźnica i in. 2015, 2022 npbl.).

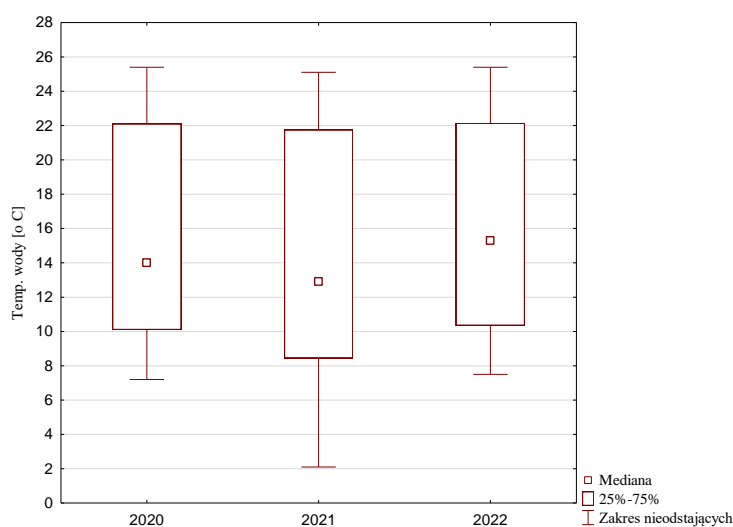
7.2. Jakość wody – parametry fizyczne, chemiczne, biologiczne i petrograficzne

7.2.1. Parametry fizykochemiczne

Analiza wariancji przeprowadzona dla parametrów wody wykazała istotne statystycznie różnice między poszczególnymi latami badań dla zawartości tlenu, chlorofilu a, i biomasy fitoplanktonu, w tym sinic (rys. 27a-m).

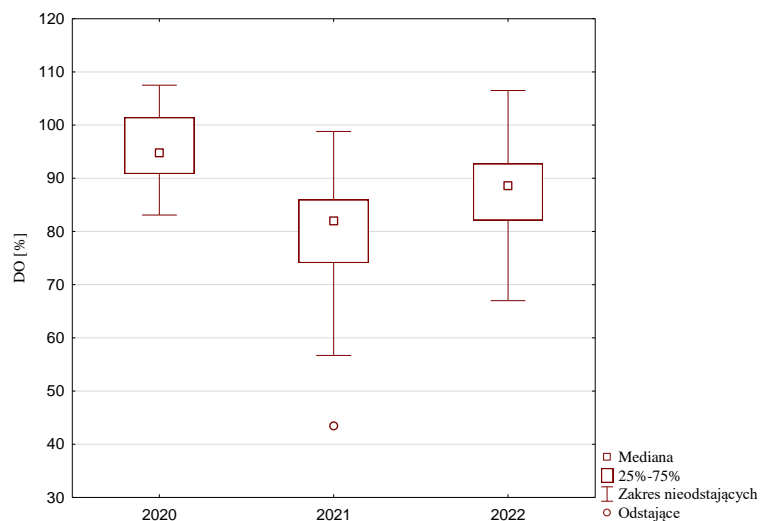
Ze względu na wskazanie problemu zakwitnięcia glonów/sinic, jako elementu w największym stopniu zagrażającego osobom korzystającym z kąpieliska badanego zbiornika, dokonano analizy parametrów fizykochemicznych (26 a-m) wody, która wykazała, że:

- temperatury wody nie różnią się istotnie statystycznie w poszczególnych latach ($p > 0,05$), (rys. 26 a). Zatem można uznać, że są czynnikiem w podobny sposób determinującym zjawiska zachodzące w zbiorniku.



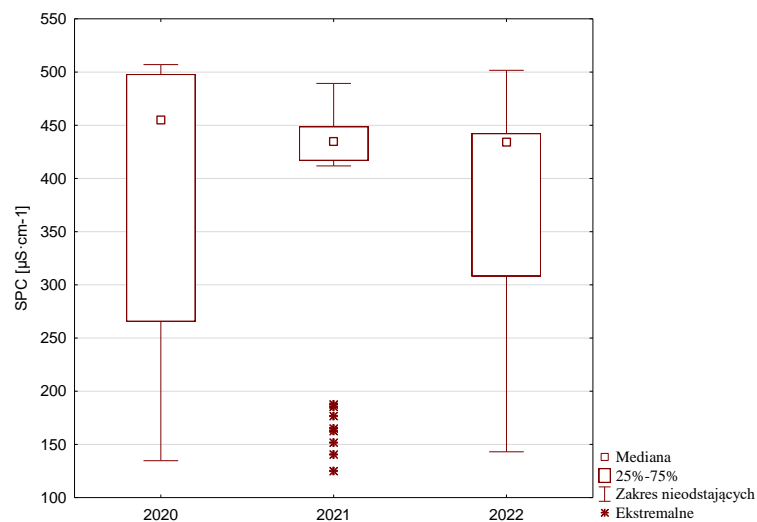
Rysunek 26a. Temperatura wody zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- pod względem zawartości tlenu w wodzie (ODO [%]), istnieją istotne statystycznie różnice pomiędzy latami badań, ($p < 0,05$), (rys. 26b). Czynnikiem, który może determinować zjawisko zakwitnięcia w zbiorniku „Sosina”.



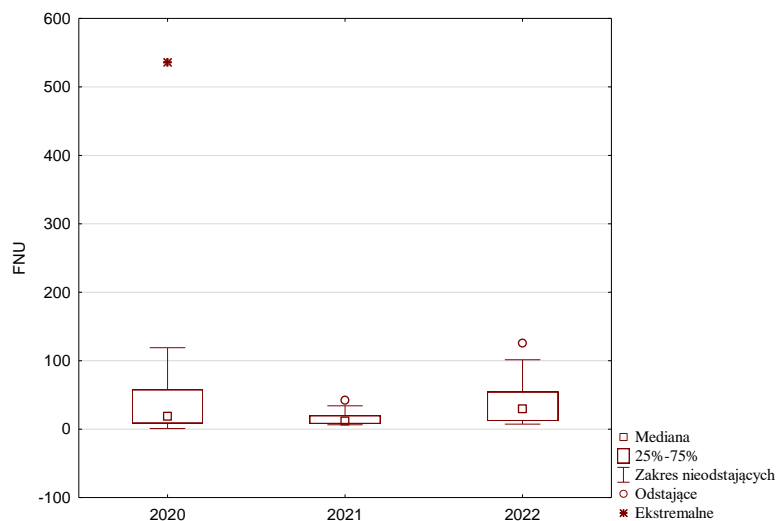
Rysunek 26b. Zawartość tlenu (ODO%) w wodzie zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- wyniki przewodności wody w zbiorniku „Sosina” nie wykazały istotnej statystycznie różnicy między latami prowadzenia badań ($p < 0,05$), (rys. 26c).



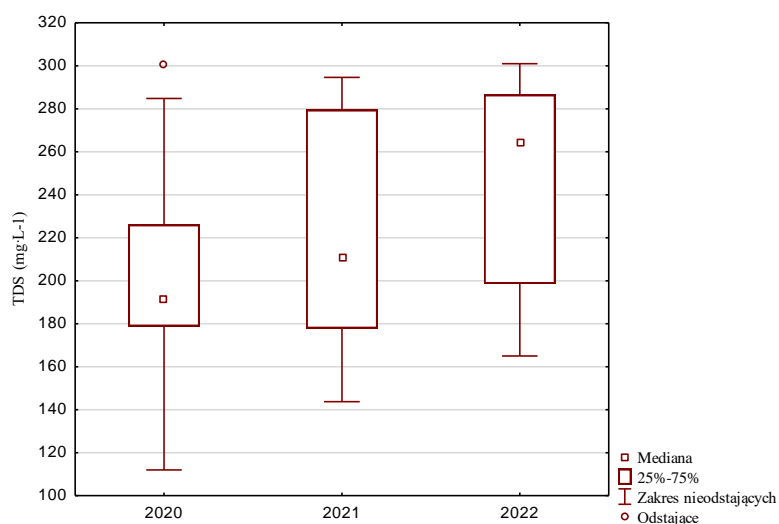
Rysunek 26c. Przewodność wody zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- przejrzystość wody nie różniła się pomiędzy latami badań, tj. w roku 2020-2022 ($p > 0,05$), (rys. 26d).



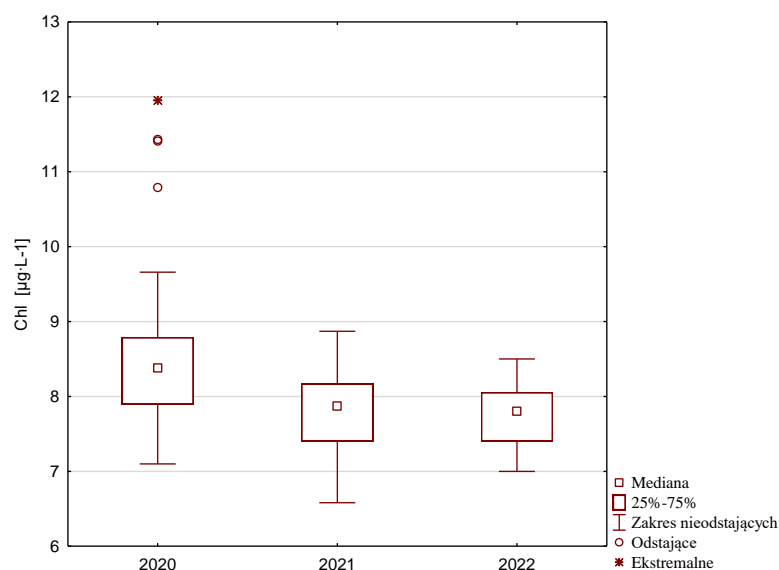
Rysunek 26d. Przejrzystość wody zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- całkowita ilość wszystkich ruchomych jonów nie różniła się pomiędzy latami badań, tj. w roku 2020-2022 ($p>0,05$) (rys. 26e).



Rysunek 26e. Całkowita ilość wszystkich ruchomych jonów wody zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

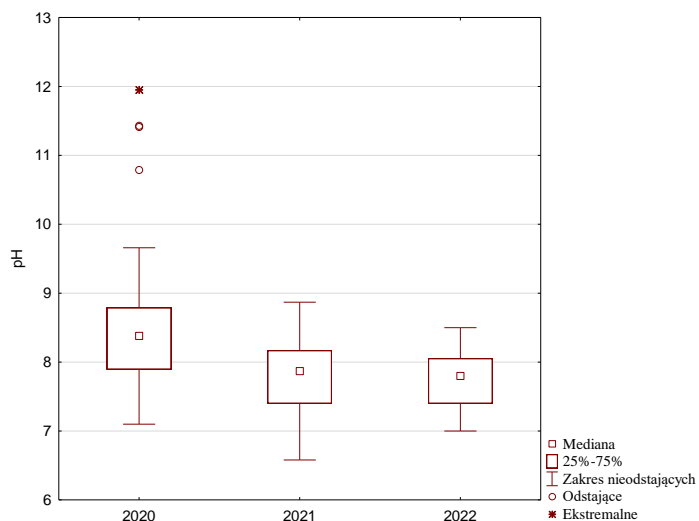
- zawartość chlorofilu wody różniła się pomiędzy latami badań, tj. w roku 2020-2022 ($p>0,05$), (rys. 26f).



Rysunek 26f. Całkowita zawartość chlorofilu w wodach zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

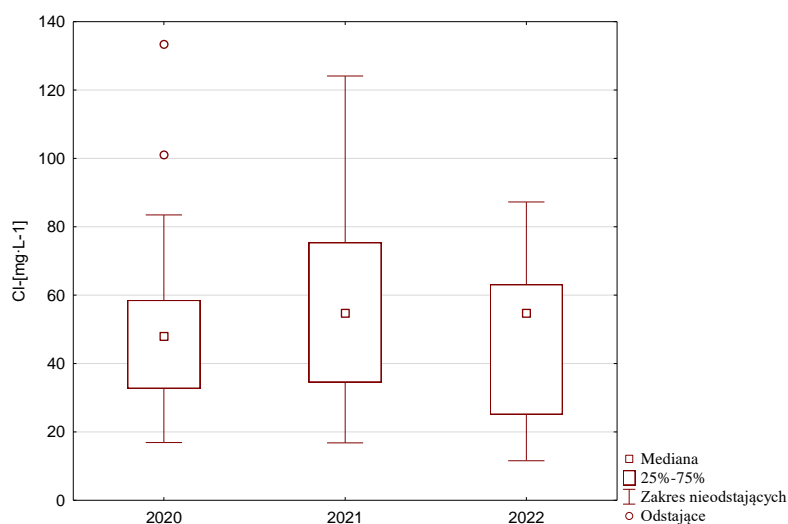
Średnia zawartość chlorofilu w okresie badań wynosiła $27,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, co jest wartością pomiędzy II a III klasą czystości wód powierzchniowych. Wartości stężenia chlorofilu *a* w warstwie powierzchniowej oscylowały od $0,20$ do $141,22 \mu\text{g L}^{-1}$.

- pH nie różniło się pomiędzy latami badań, tj. w roku 2020-2022 ($p>0,05$), (rys. 26g).



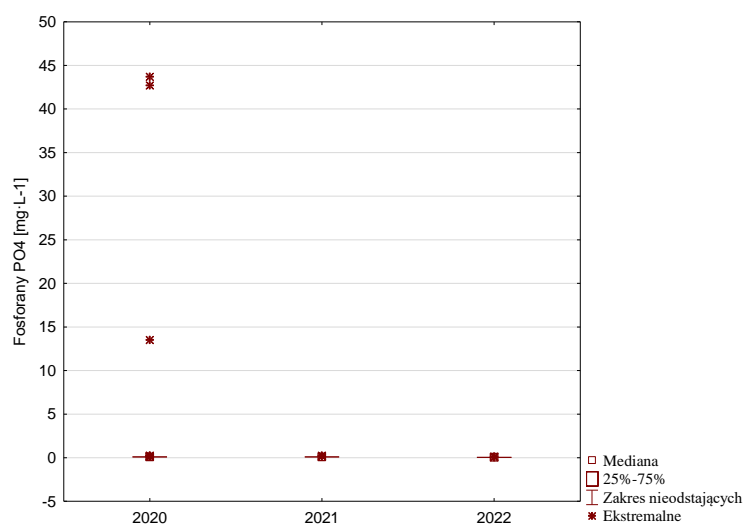
Rysunek 26g. Odczyn pH wody zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- zawartość chlorków w wodzie zbiornika nie różniło się pomiędzy latami badań 2020-2022 ($p>0,05$), (rys. 26h).



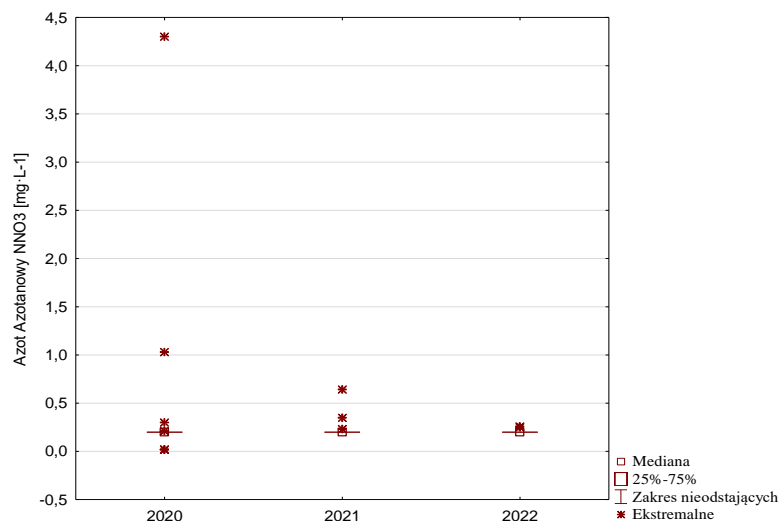
Rysunek 26h Zawartość chlorków w wodach zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- zawartość fosforanów w wodzie zbiornika nie różniło się pomiędzy latami badań 2020-2022 i było na niskim poziomie ($p > 0,05$), (rys. 26i).



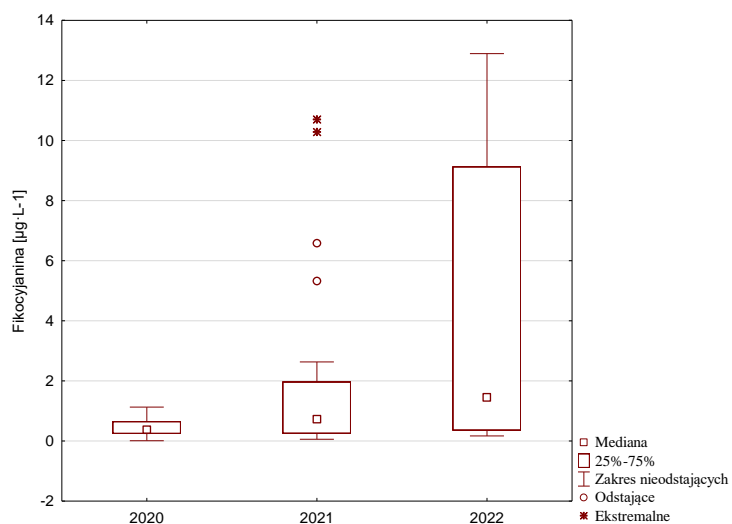
Rysunek 26i. Zawartość fosforanów w wodach zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- zawartość azotu azotanowego (rys. 33.), azotynowego w wodzie zbiornika nie różniły się pomiędzy latami badań 2020-2022 ($p > 0,05$), (rys. 26j).



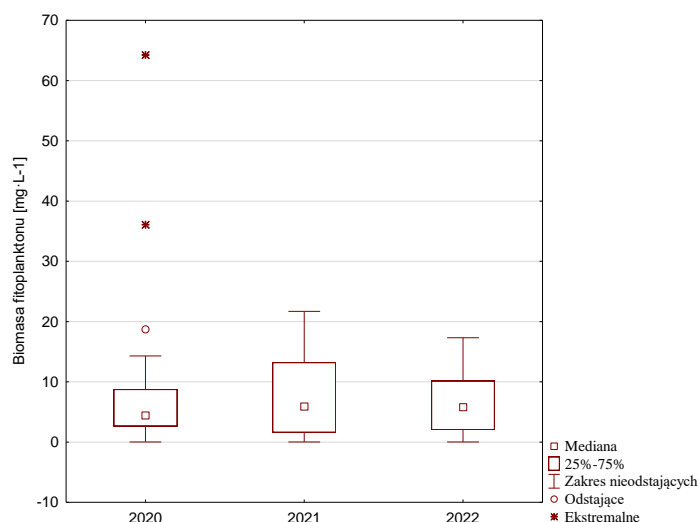
Rysunek 26j. Zawartość azotu azotanowego w wodach zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- zawartość fikocyjaniny w wodzie zbiornika różniły się pomiędzy latami badań 2020-2022 istotnie statystycznie ($p > 0,05$), (rys. 26k).



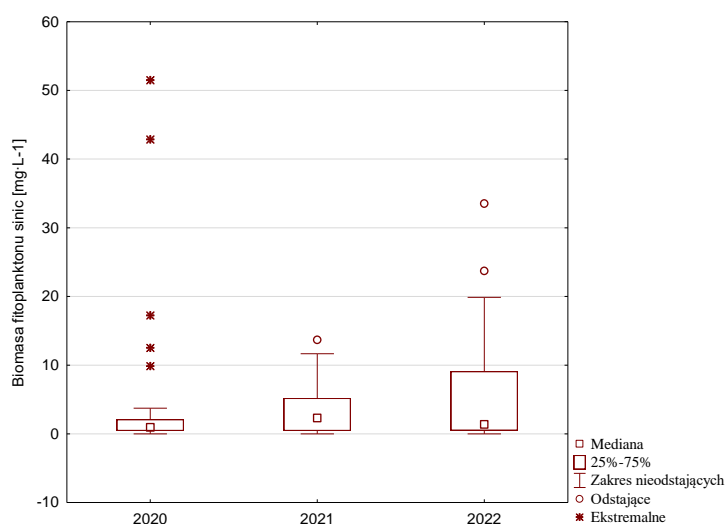
Rysunek 26k. Zawartość fikocyjaniny w wodach zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- biomasa fitoplanktonu występującego w wodzie nie różniła się istotnie statystycznie pomiędzy latami badań, tj. w roku 2020-2022 ($p > 0,05$), (rys. 26l).



Rysunek 26l. Biomasa fitoplanktonu w wodach zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

- biomasa sinic występujących w wodzie różniła się istotnie statystycznie pomiędzy latami badań, tj. w roku 2020-2022 ($p > 0,05$), (rys. 26m).



Rysunek 26m. Biomasa sinic w wodach zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

Najwyższą wartość uzyskała w roku 2022 – 51,48 [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$].

7.2.2. Parametry biologiczne

W badaniach stwierdzono 182 gatunki, reprezentujące fitoplankton razem z *Cyanobacteria*. Średnioroczna biomasa w latach badań wyniosła $7,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ($\text{SD} \pm 4,1$).

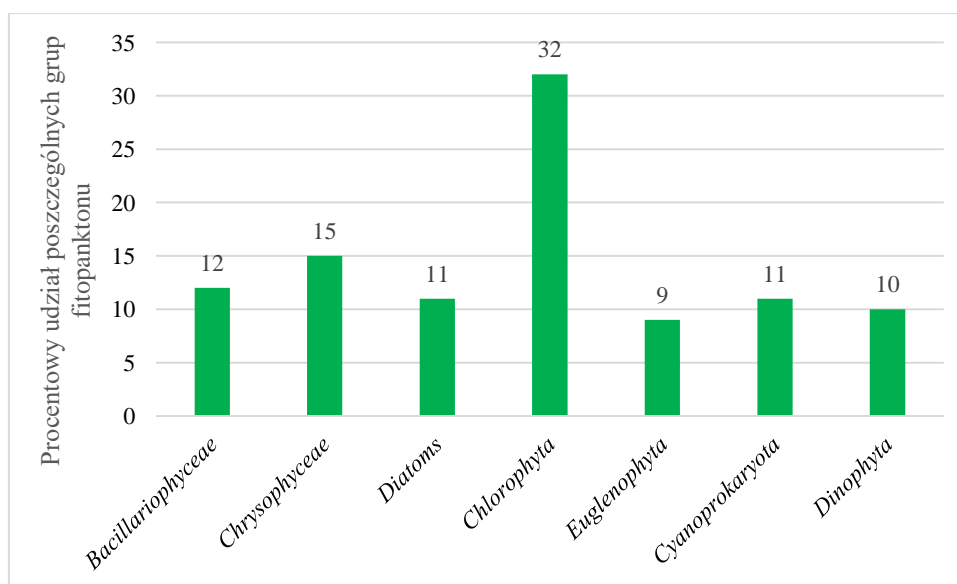
W latach 2020-2022 wahał się od 0,01 do $51,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-3}$ ($\text{SD} \pm 4,4$). Ten parametru istotnie statystycznie wzrósł w 2022 ($p < 0,001$) w sezonie od maja do czerwca.

Identyfikowano przedstawicieli *Bacillariophyceae* i *Chrysophyceae* najbardziej różnicowane taksonomicznie grupy, które były reprezentowane przez 81–95 gatunków w badanym okresie. Ich udział w ogólnej liczbie taksonów fitoplanktonu wahał się od 32,1 do 44,7%. *Dinobryon* był najczęstszym taksonem wśród chryzofitów. Okrzemki reprezentowały, dominując następujące rodzaje: *Asterionella*, *Fragilaria*, *Aulacosiera*, *Stephanodiscus*, *Diatoma* i *Tabellaria*. *Chlorophyta*, w okresie badań zidentyfikowano 74 gatunki z tendencją w zwiększania biomasy a nie liczby taksonów w roku 2022. Z największą frekwencją stwierdzano obecność np. *Pediastrum*, *Coelastrum*, *Crucigenia*, *Kirchneriella*, *Scenedesmus*, *Tetraedron*, *Dactylosphaerium*, *Pandorina*, *Phacotus*.

Sinice, natomiast *Cyanoprokaryota* reprezentowane były przez maksymalnie 41 gatunków w okresie badań. Stanowiły one ok. 9-12% całości fitoplanktonu.

W roku 2022 r odnotowano wzrost udziału *sinic* o około 7% (do 16%). Wśród nich najczęściej stwierdzonymi gatunkami byli przedstawiciele rodzajów np. *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Woronichinia*, *Aphanocapsa* itd.

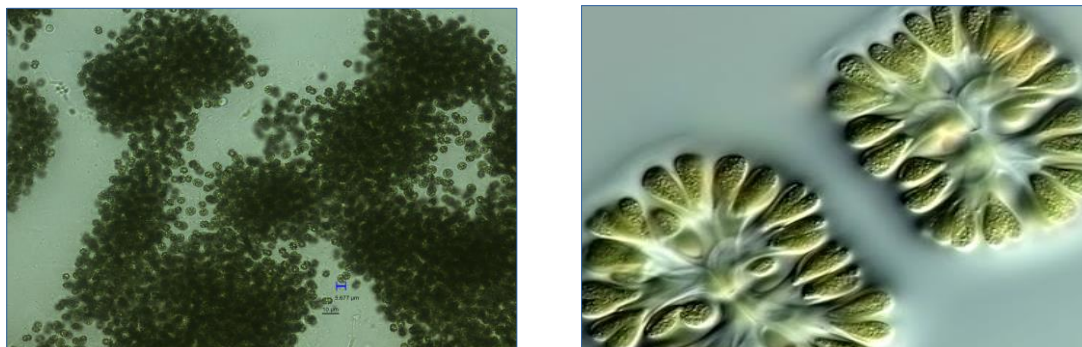
Euglenophyta reprezentowało 27 gatunków głównie z trzech rodzajów tj. *Trachelomonas*, *Euglena* i *Phacus*. *Dinophyta*, szczególnie wiosną i jesienią miały 12 gatunków z udziałem ponad 10%. Udział procentowy prezentuje rys. 27.



Rysunek 27. Procentowy udział grup organizmów w fitoplanktonie zbiornika „Sosina” w latach 2020-2022.

W zbiorniku zidentyfikowano siedem rodzajów cyjanobakterii: *Aphanocapsa* sp., *Microcystis aeruginosa* oraz *Gomphosphaeria aponina* (rys 28)

Nie stwierdzono występowania toksyn sinicowych w zakresie zagrażającym zdrowiu ludzi i innych organizmów.



Rysunek 28. Najliczniej reprezentowani przedstawiciele sinic (*Microcystis sp.* i *Gomphosphaeria sp.*)(fot. S. Kuś).

7.2.2.1. Skład gatunkowy fitoplanktonu

Fitoplankton reprezentowały 182 gatunki. Średnioroczna biomasa osiągnęła w latach badanych $8,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ($\text{SD} \pm 4,6$). 2020-2022 i wahała się od $7,9$ ($\text{SD} \pm 5,2$) do $8,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-3}$ ($\text{SD} \pm 4,4$). Ten parametru istotnie wzrosła do $11,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-3}$ ($\text{SD} \pm 9,6$) w 2022 ($p < 0,05$)
Były to *Bacillariophyceae* i *Chrysophyceae* najbardziej zróżnicowane taksonomicznie grupy, które były reprezentowane przez 97–103 gatunków w badanym okresie. Ich udział w ogólnej liczbie taksonów fitoplanktonu wahał się od 40,6 do 41,6%.

Wśród okrzemek dominowały następujące rodzaje: *Asterionella*, *Fragilaria*, *Aulacosiera*, *Stephanodiscus*, *Diatoma* i *Tabellaria*. *Dinobryon* był najczęstszym taksonem wśród chryzofitów. Chlorophyta 87 gatunków odnotowano, natomiast w kolejnych latach – odpowiednio 77, 86 gatunków glonów.

W latach 2021-2022 ich udział się zwiększył. Natomiast liczba ich gatunków spadła do 73. Najwięcej występowały gatunki z rodzajów: *Pediastrum*, *Coelastrum*, *Crucigenia*, *Kirchneriella*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Tetraedron*, *Tetrastum* i *Dactylosphaerium* i *Pandorina*, *Eudorina*, *Phacotus*. W grupie *Cyanoprokaryota* opisanow zbiorniku „Sosina” 19 gatunków w badanych latach.

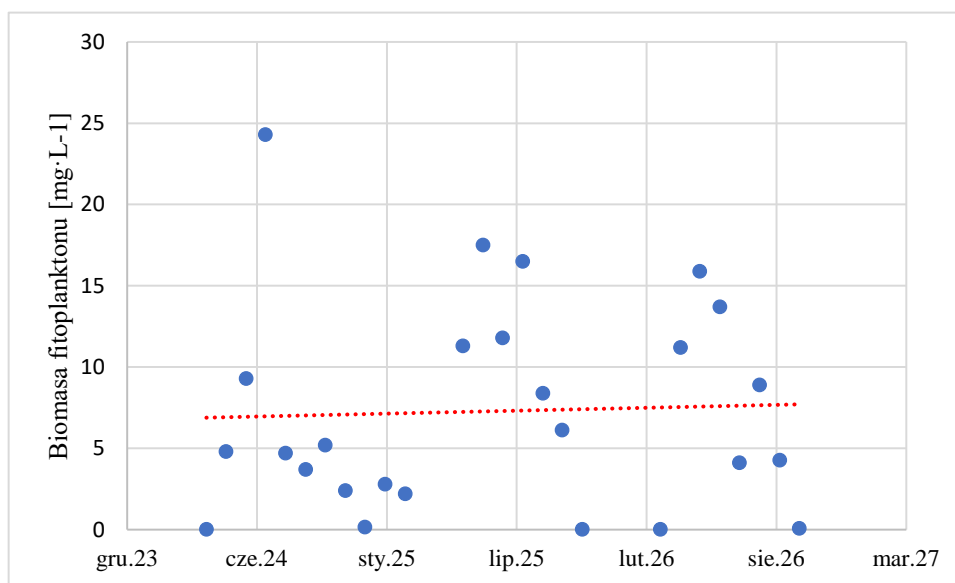
Odsetek cyjanoprokariontów był na poziomie średnio 9% ogółu gatunków fitoplanktonu. W roku 2022 r odnotowano wzrost udziału *Cyanoprokaryota* do 15% - o ok. 6%.

Wśród nich najczęściej stwierdzonymi gatunkami byli przedstawiciele następujących rodzajów: *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Woronichinia*, *Planktothrix*, *Limnothrix*,

Apha nocapsa i *Aphanothece*. Udział *Euglenophyta* i *Dinophyta* był niski i nie przekraczał 11% i 6%. 27 gatunków reprezentujących *Euglenophyta* należał do trzech rodzajów tj. *Euglena*, *Phacus* i *Trachelomonas*. *Dinophyta* reprezentowały 15 gatunków i ich udział w społeczności planktonowej wynosił 9%.

7.2.2.2. Biomasa fitoplanktonu

Biomasa fitoplanktonu notowano w zakresie od 0,02 – 12,78, średnio 4,42 [mg·L⁻¹] (rys. 29).

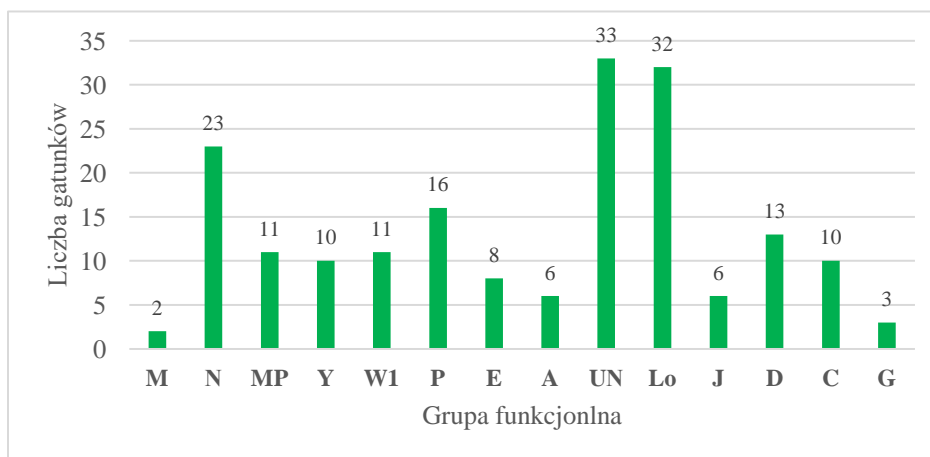


Rysunek 29. Rozkład biomasy fitoplanktonu w okresie badań.

7.2.2.3. Grupy funkcjonalne fitoplanktonu

W badanym zbiorniku zidentyfikowano występowanie 14 grup funkcjonalnych fitoplanktonu. Wiosną dodatkowo, obok przedstawicieli grupy N (42 % CBF) pojawiała się grupa MP (ok 19 % CBF), grupa, reprezentowana przez m. in. *Ulnaria* sp. W miesiącach, kiedy następował intensywny rozwój fitoplanktonu, zarysowywała się obecność większej liczby grup funkcjonalnych: Y 13,3 % CBF (w tym bruzdnice np. *Gymnodinium* sp.), wzrastając a trafia zbiornika (jako efekt wzrostu temperatury) pojawiła się grup W1 – 11% CBF (np. *Euglena* sp., *Phacus* sp.), grupa P – 16,2 % CBF (np. *Closterium* sp.). Dołączyła do nich grupa E – ok 8 % CBF (wody płytkie z np. *DinoXlbryon*) i grupa A – ok. 7 % CBF (organizmy żyjące w warunkach obniżonego pH, jako przykład *Cyclotella* sp.). Sinice stanowią stosunkowo grupę niemającą znaczenia dla funkcjonowania zbiornika, w tym okresie. Przez niemal cały okres badań dominowała grupa N, obecna w zbiornikach z wodą mieszającą się.

W kwietniu i maju oraz początkiem czerwca, dominowały gatunki grupy UN i natomiast grupy Y (8,7% CBF) a także J (6,2 % CBF) a następnie rośnie rola Lo, do około 50 % w sezonie letnim kosztem UN. W dalszej części sezonu (czerwcu – lipcu) notowane są gatunki MP – 7,1 % CBF, J – 5,2 %; D – 27,8, % CBF, i miejscami grupę małych i średnich zbiorników i C – do 10 % CBF. np. *Asterionella formosa*, licznie występująca tam, gdzie nie ma wyraźnej stratyfikacji wód. Rysunek 30 prezentuje procentowy udział grup funkcjonalnych o sezonie o najbardziej nasilonym rekreacyjnym użytkowaniu zbiornika „Sosina” w Jaworznie.



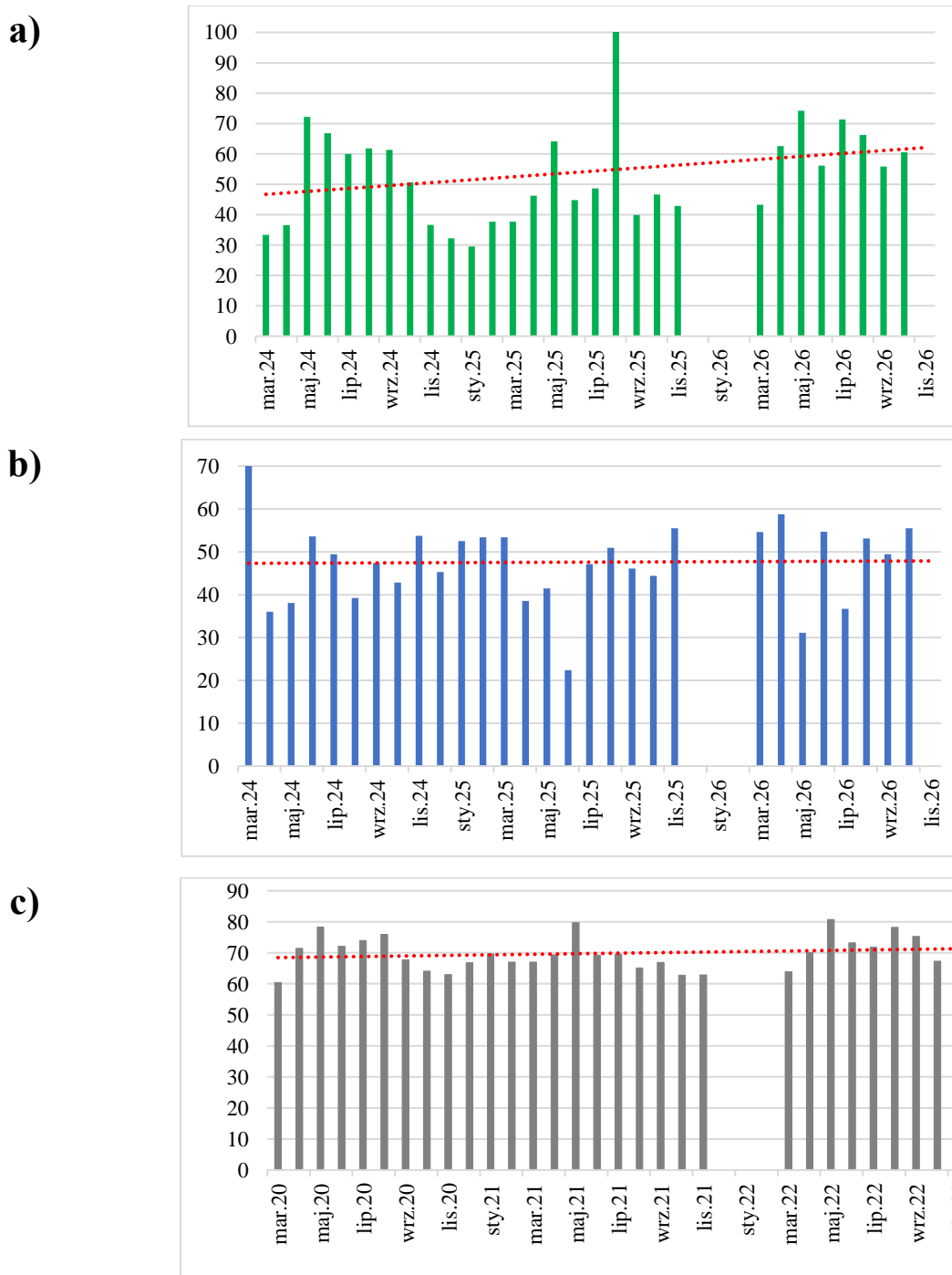
Rysunek 30. Procentowy udział grup funkcjonalnych w ogólnej biomasy fitoplanktonu w zbiorniku Sosina w Jaworznie

Grupa MP i J (okres sezonu rekreacyjnego) koreluje istotnie statystycznie z biomasa fitoplanktonu ($p = 0,013190$).

Wyniki nieparametrycznego testu korelacji rang Spearmana wykazują następujące korelacje: między grupami funkcjonalnymi, a zawartością chlorofilu *a*, przejrzystością, biomasa fitoplanktonu, zawartością N i zawartością materii organicznej ($p < 0,05$). Brak korelacji z zawartością fikocyjaniny.

7.3. Wskaźniki troficzne

W oparciu o średnią wartość Indeks stanu troficznego (TSI) zbiornika stwierdzono, że zbiornik „Sosina” jest akwenem **eutroficznym** (za: Carlson, 1996). Średnia wartość wskaźnika TSI wyniosła 56,9. Rozkład wartości w obrębie zbiornika prezentuje rys. 31a. Dla zawartości chlorofilu *a* w okresie prowadzonych badań odpowiednio 54,8 (rys. 31b); dla całkowitego fosforu 48,6 a dla widoczności dysku Secchiego 69,8 (rys. 31c).



Rysunek 31. Średnie wartości wskaźników troficznych (TSI) z linią trendu. a) chlorofil *a*, b) całkowity fosfor, c) przejrzystości wody w zbiorniku „Sosina” w latach 2020-2022.

Pod względem wartości wskaźników troficznych parametry nie różnią się statystycznie istotnie pomiędzy latami badań ($p > 0,05$). Istotną statystycznie korelację ($p < 0,05$) stwierdzono pomiędzy wartościami wskaźnika chlorofilu *a* i wskaźnikiem przejrzystości wody ($p < 0,021$).

Wartość wskaźników układają się w następujący sposób: $TSI(SD) > TSI(CHL) > TSI(TP)$, co wskazuje, że ekosystem zbiornika „Sosina”, w którym dominują glony tworzące kolonie afosfor (i inne czynniki) mogą warunkować funkcjonowanie zbiornika (Carlson, 1977).

7.4. Inne zagrożenia biologiczne

W analizie wody w kierunku obecności SARS-CoV-2 nie stwierdzono obecności w wodzie. W oparciu o badania Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej, zamieszczone poniżej w Tabeli 6.

Tabela 6. Wyniki monitoringu biologicznego Stacji Sanitarno -Epidemiologicznej, wody w zbiorniku „Sosina” w Jaworznie z roku 2022*.

	Liczba bakterii z grupy coli i tk/100 ml	Liczba Escherichia coli jtk/100 ml	Liczba enterokoków kalowych i tk/100 ml	Ogólna liczba mikroorganizmów	Mikrocy-styna LR µg/L	Mikrocy-styna YR µg/L	Mikrocy-styna LW	Mikrocy-styna RR	Nodularyna µg/L	Anatok-syna A	Cyldro-spermo-syna µg/L
19,05,22	>100	6	0	>300	2,00	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<10	1,00
	>100	9	0	>300	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<10	<1
	>100	0	0	95	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<10	1,00
	>100	<4	0	>300	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,3	<10	1,00
11,07,22		28	14								
26,07,22		32	31								
08,08,22		50	77								
05,09,22		18	34								

*Wcześniejsze lata nie były objęte monitoringiem – kąpielisko było zamknięte z powodu epidemii COVID,

Toksyny sinicowe w wodzie oznaczano poniżej poziomu oznaczalności laboratorium, zatem nie należy wykluczyć ich obecności w śladowych ilościach,

7.5. Jakość piasku

Zarówno w polskim prawodawstwie jak i na poziomie badań naukowych nie został na chwilę obecną opracowany jednoznaczny algorytm do określania poziomów referencyjnych zawartości zanieczyszczeń stałych w piaskach plażowych, Oznaczenie ilości tego typu zanieczyszczeń mogą zależeć od wielu czynników takich jak lokalizacja plaży, przeważający rodzaj zanieczyszczeń, charakterystyka piasku itp, Ustalenie poziomów referencyjnych w przypadku plaży położonej przy zbiorniku „Sosina” w Jaworznie określono poprzez analizę próbek piasku z wyznaczonego pola badawczego o wymiarach około 40 metrów (1/1000 powierzchni wykorzystywanej przez plażowiczów wokół kąpieliska), Wypracowany model poziomów referencyjnych w dalszej kolejności powinien być rozwijany i posłużyć do określania wytycznych i standardów przez odpowiednie instytucje i organizacje zajmujące się ochroną środowiska,

7.6. Jakość powietrza

Zorganizowane kąpieliska usytuowane w obrębie ośrodków rekreacyjnych poza funkcją typową dla swego przeznaczenia umożliwiają w większości przypadków korzystanie z własnych urządzeń grillowych. Popularność tego typu obróbki cieplnej żywności przed spożyciem jest bardzo preferowana podczas spędzania wolnego czasu nad wodą. Jednakże przyrządzanie potraw na grillu wywołuje powstawanie spalin emitowanych zarówno od spalanego paliwa jak i grillowanej żywności. Dodatkowo na palenisko opada tłuszcz z grillowanych potraw przyczyniają się do wydzielania kolejnych toksycznych związków i w wielu przypadkach wspólnie z pozostałymi spalinami wywołując znaczne zadymienie i efekt letniego smogu. Tak skumulowane gazy emitowane przez rozproszone nieregularnie grille wielokrotnie działają drażniąco na drogi oddechowe plażowiczów znajdujących się w pobliżu tych urządzeń,

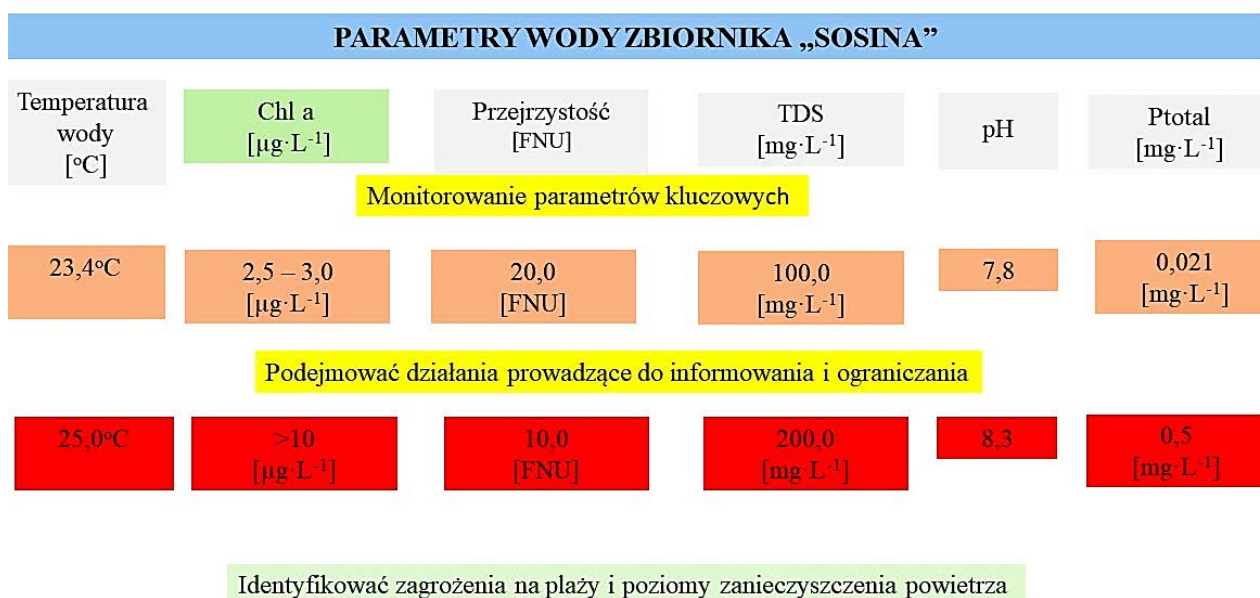
Przeprowadzone badania wykazały, że nieuporządkowane rozproszenie palenisk grillowych wpływa niekorzystnie na całą infrastrukturę obiektu rekreacyjnego powodując jego niekontrolowane zadymienie. Stwierdzono duże zmiany w jakości powietrza, a pogorszenie się jego stanu poprzez zanieczyszczenie spalinami grillowymi obejmowało znaczny teren w okolicy czynnych grilli. Na niekorzystne warunki odpoczynku zostały narażone nie tylko osoby bezpośrednio zaangażowane w proces grillowania i przebywające w pobliżu grilli, ale i pozostali plażowicze. Badania zostały przeprowadzone przy zmiennych warunkach pogodowych oraz różnej ilości czynnych grilli i losowym ich rozmieszczeniu, jednocześnie stwierdzono, że największe nagromadzenie spalin o niekorzystnym składzie występowało w pobliżu palenisk.

8. Poziomy referencyjne

8.1. Wody zbiornika

W oparciu o wyniki analizy korelacji, parametrów wody mierzonych w ramach prac badawczych zbiornika „Sosina” oraz wartości pomiarów jakie były identyfikowane przy najwyższym poziomie biomasy sinic (nie zakwit!) uznano, że wartości, które mogą/powinny być uwzględniane przy wdrażaniu i testowaniu systemu wczesnego ostrzegania dla badanego zbiornika (rys. 32),

Wskazano temperaturę, jako czynniki ściśle powiązany z innymi, zawartość chlorofilu a w wodzie jako wskaźnik zwiększania się biomasy roślin – fitoplanktonu – sinic i powiązane z tym zjawiskiem przejrzystość wody, pH i całkowitą zawartość fosforu (rysunek 32,),



Rysunek 32, Proponowane zakresy wartości parametrów wody w systemie wczesnego ostrzegania użytkowników kąpieliska (oprac, własne),

Po przekroczeniu wskazanych poziomów referencyjnych administrator powinien podjąć działania zmierzające do oczyszczenia wody/ograniczenia do jej dostępu a w skrajnych przypadkach wydanie zakazu o korzystaniu z kąpieliska,

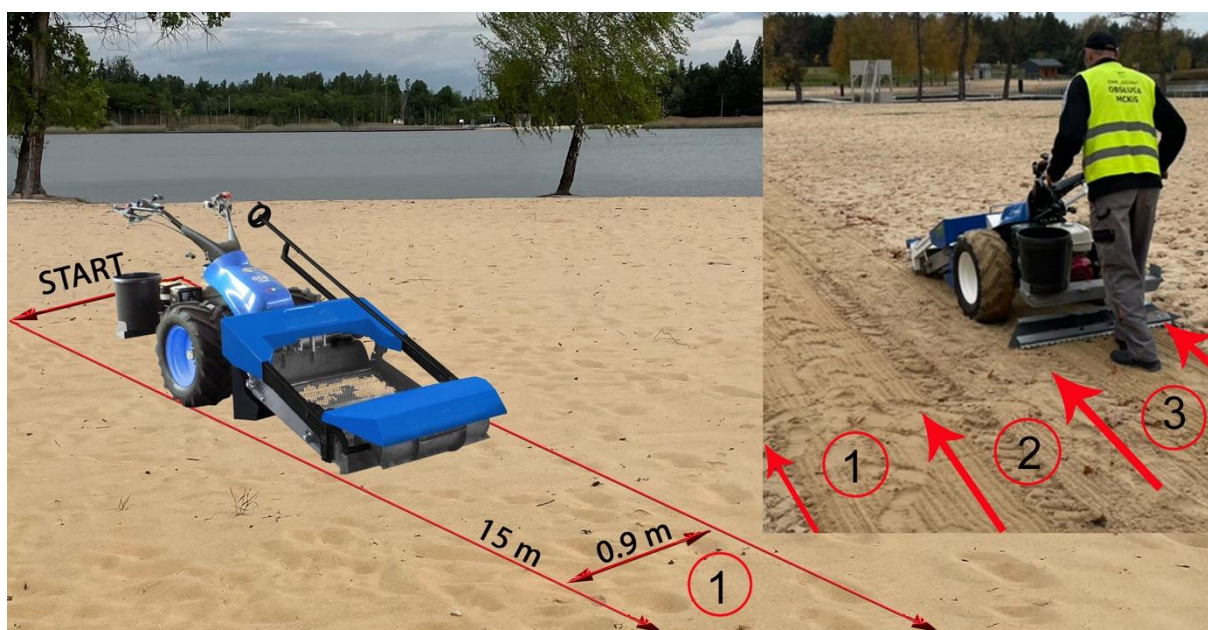
8.2. Piaski plażowe

Wartości referencyjne dla piasków plażowych ustalono na poziomie:

- Szkło (1): brak jednoznacznie określonych poziomów referencyjnych, ponieważ jego obecność na plaży jest uważana za niepożądaną i stanowi zagrożenie w każdej ilości dla użytkowników,
- Metale (2): zależnie od rodzaju metalu,
 - 2a: nieżelazne - $< 0,5\%^*$
 - 2b: żelazne – 0^*
- Tworzywa sztuczne (3):
 - 3a: „miękkie” - $< 0,5\%^*$
 - 3b: „twarde” – 0^*

* wg, analizy petrograficznej (Jelonek i in., 2020),

Po przekroczeniu wskazanych poziomów referencyjnych administrator powinien podjąć działania zmierzające do oczyszczenia piasku plażowego (rys, 33),



Rysunek 33, Teren zlewni zbiornika Sosina wraz z zaznaczonymi ciekami (oprac, własne),

8.3. Powietrze

Skrajnie niebezpieczne stężenia pyłów zawieszonych PM10 i PM2,5 w powietrzu zależą od czasu narażenia i od stanu zdrowia osoby narażonej. Jednakże, według Światowej Organizacji Zdrowia (WHO), stężenia pyłów zawieszonych PM10 i PM2,5 powyżej $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla średniej dobowej i powyżej $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla średniej rocznej uważane są za szkodliwe dla

zdrowia człowieka, Przy stężeniach powyżej tych wartości występuje zwiększone ryzyko wystąpienia chorób układu oddechowego, takich jak astma i przewlekłe obturacyjne choroby płuc (POChP), a także chorób sercowo-naczyniowych i neurologicznych, Stężenia pyłów zawieszonych powyżej $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla średniej dobowej lub powyżej $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla średniej rocznej są uważane za skrajnie niebezpieczne dla zdrowia człowieka i mogą prowadzić do natychmiastowych zagrożeń dla życia i zdrowia, takich jak zaostrzenie astmy, udar mózgu i zawał serca,

Po przekroczeniu wskazanych poziomów krytycznych obiekt powinien zostać czasowo wyłączony z użytkowania,

9. Wdrożenie

W części wdrożeniowej głównym celem było wypracowanie skutecznego systemu wczesnego ostrzegania przed zagrożeniami naturalnymi i antropogenicznymi występującymi na terenach rekreacyjnych. Do prac związanych z testowaniem systemu wybrano obiekt „Sosina” w Jaworznie. Jest to obiekt oferujący poza ścieżkami rekreacyjnymi i edukacyjnymi również szlaki piesze, trasy rowerowe, boiska sportowe, wypożyczalnię sprzętu pływającego a ponadto strzeżone kąpielisko otoczone plażami piaszczystymi i trawiastymi. Posiadanie tak zaawansowanej infrastruktury stwarza wielkie wyzwanie dla zarządzających obiektem, nie tylko w odniesieniu do technicznego utrzymania go, ale przede wszystkim w zapewnieniu bezpieczeństwa użytkowników tych zasobów. Przeciwdziałanie wielu zagrożeniom, które mogą wystąpić na terenach rekreacyjnych związanych z:

- kąpielami, np., utonięcia, porażenie prądem, zranienia mechaniczne, wypadki związane z używaniem sprzętu wodnego,
- warunkami atmosferycznymi, np, burze, wichury, zbyt duże nasłonecznienie,
- zanieczyszczeniem wody, np, mikroorganizmami, skażeniem chemicznym, biologicznym, bakteriologicznym, wirusowym, radiologiczne, mechanicznym (drobne elementy metali, drewna itp.)
- aktywnością człowieka: wandalizm, zaśmiecanie, porzucanie niebezpiecznych rzeczy
- aktywnością zwierząt (domowych oraz dzikich) np, bakteriologiczne, wirusowe
- plażowaniem na plaży piaszczystej np, poparzenia słoneczne, udary ciepłe, ukąszenia owadów, np, komarów, os, pszczoł, kleszczy również zakażenia bakteryjne i wirusowe oraz urazy mechaniczne spowodowane pogrzebanymi w piasku lub trawie metalami, tworzywami sztucznymi, drenem itp,

Większości wyżej wymienionych czynników wpływających na bezpieczeństwo użytkowników nie ogrodzonych obiektów zazwyczaj nie można przewidzieć. Zagrożenia ze strony mikroorganizmów np, wykwit glonów, bakterii coli czy sinic pojawiające się w wodzie są rozpoznawane w większości przypadków już w okresie ich silnego rozwoju,

A tego typu zanieczyszczenia mogą prowadzić do zatruc wśród ludzi lub chorobowych problemów skórnych. Pomimo okresowego obowiązku badania wody na akwenach otwartych z wyznaczonymi kąpieliskami badania te nie zawsze wychwytyują odpowiednio wcześniej ww, niestabilne zachowania np, mikroorganizmów. Podobna sytuacja występuje również

w przypadku warunków pogodowych, które pomimo prognoz długoterminowych mogą się zmieniać z godziny na godzinę, Podsumowując: aby zapewnić najlepsze warunki i bezpieczeństwo użytkownikom obiektów rekreacyjnych zarówno w kwestii wczesnego informowania o zjawiskach atmosferycznych jak i zanieczyszczeniach powietrza, piasków plażowych i wody administracja obiektu musi mieć do tego odpowiednie narzędzie,

Zaprojektowany w części wdrożeniowej w ramach doktoratu system pozwala na ciągłe monitorowanie zagrożeń związanych z zanieczyszczeniami wody i powietrza, Została również wypracowana metoda badań petrograficznych do monitoringu gleb oraz gruntów zielonych, Metoda ta pozwala na kontrolowanie jakości tego typu terenów na zawartość składników stałych pod względem jakościowym jak i ilościowym, Ponadto wypracowano metodologię badań petrograficznych do analizowania piasków plażowych i gruntów przyległych, która umożliwi kontrolowanie plaż na zawartość zanieczyszczeń mogących stanowić zagrożenie dla użytkowników zarówno pod względem zakaźnym jak i urazowym.

Zanieczyszczenia te zazwyczaj nie są widoczne gołym okiem a ujawniają się w wyniku kosztownych metod oczyszczania plaż lub w wyniku spowodowania skaleczeń, zakażeń lub otarć u plażowiczów.

Zamontowany i na bieżąco uzupełniany system wczesnego ostrzegania pozwala również na interwencję w odpowiednim czasie, minimalizując w ten sposób wpływ niekorzystnych warunków środowiskowych i zanieczyszczeń wywołanych przez człowieka na życie, mienie i środowisko, System zaprojektowano z myślą o łatwości obsługi i skalowalności, tak aby mógł być stosowany w różnego rodzaju obiektach rekreacyjnych, takich jak ośrodki z dostępem do plaży i kąpielisk, parki rozrywki, tereny sportowe itp, Ponadto, ułatwia on integrację danych z wielu źródeł, takich jak odczyty stacji pogodowych, czujniki nasłonecznienia, sensory jakości wody, temperatury piasków plażowych, alarmy bezpieczeństwa publicznego itp, Testowana obecnie konfiguracja urządzeń monitorujących na ośrodku rekreacyjnym „Sosina” w Jaworznie ostrzega o zagrożeniach pogodowych, związanych z eksploatacją plaży, temperaturze piasku, nasłonecznieniu i czystości powietrza, Zapewnia już w tej formie bezpieczne funkcjonowanie tego obiektu pod względem zagrożeń środowiskowych i antropogenicznych.

W dalszej kolejności system będzie rozbudowany o czujniki jakości wody reagujące natychmiastowo na wszelkie wahania w odczytach parametrów fizykochemicznych i biologicznych. Na dziś ze względów proceduralnych administracja obiektu oczekuje na dostarczenie odpowiednich sensorów od producenta tego typu sprzętu, które po zamontowaniu

natychmiast wejdą w fazę testów, Dodatkowo po ostatecznej konfiguracji system będzie włączony do aplikacji miejskiej pozwalając na śledzenie warunków panujących na obiekcie on-line w czasie rzeczywistym,

Zastosowano następujące oprzyrządowanie w konfiguracji sytemu wczesnego ostrzegania:

- radiowa stacja pogodowa Davis Instruments Vantage Pro2 Plus, ciśnienie atmosferyczne, temperatura otoczenia, odczuwalna, wilgotność, prędkość wiatru, opad atmosferyczny, ewaporacja, punkt rosy, barometr, indeks THSW (monitoring w czasie rzeczywistym warunków pogodowych wraz z opcją ostrzeżeń + prognoza pogody krótko i długoterminowa)
- czujnik natężenia i energii promieniowania słonecznego (możliwość informowania o możliwości wystąpienia udaru cieplnego zwłaszcza u małych dzieci narażonych na przebywanie w dłuższym czasie w warunkach dużego natężenia promieniowania słonecznego)
- czujnik promieniowania UV (możliwość informowania o możliwości wystąpienia oparzeń słonecznych)
- czujnik temperatury i napowietrzenia wody (temperatura wody, natlenienie oraz ekspozycja na światło w sztucznych zbiornikach oraz niektóre niekorzystne warunki atmosferyczne mają duże znaczenie w stymulacji zakwitnięcia sinic (Grentell et al., 2022) i rozwoju bakterii coli)
- czujnik temperatury i wilgotności piasków plażowych (wiedza o temperaturze i wilgotności plaży może być użyta w celu informacyjnym lub ostrzegawczym dla plażowiczów oraz możliwości rozwoju mikroorganizmów)
- czujnik jakości powietrza - zapylenia pyłem PM_{2,5} i PM₁₀ (ważna informacja pozwalająca generować ostrzeżenia przed niebezpiecznym dla zdrowia zapyleniem)
- moduł ostrzegania Mail/SMS (możliwość natychmiastowego powiadamiania obsługi o przekroczeniu bezpiecznych monitorowanych parametrów)
- czujnik jakości powietrza CO (montaż w pobliżu budynku administracyjnego po wykonaniu instalacji centralnego ogrzewania i ciepłej wody na pellet),

Zostały również ustalone procedury informowania użytkowników przez obsługę o możliwości wystąpienia niekorzystnych warunków na obiekcie rekreacyjnym:

- na plaży: przekaz informacji za pomocą wywieszania flag (przyjęto biała flaga – kąpielisko można otworzyć ze względu na korzystne warunki, czerwona flaga – kąpielisko należy zamknąć ze względu na niekorzystne warunki),

- w serwisach internetowych: komunikaty na stronie internetowej MCKiS, oraz „aplikacji mobilnej - Jaworzno” Urzędu Miejskiego w Jaworznie,

System skonfigurowano w taki sposób, aby z odpowiednim wyprzedzeniem dało się zauważyć zmiany środowiskowe, które mogą mieć wpływ na jakość wody w zbiorniku jak i na zdrowie użytkowników, System już w tej formie zapewnia bezpieczne funkcjonowanie tego obiektu pod względem zagrożeń środowiskowych i antropogenicznych,

10. Podsumowanie

Identyfikacja uwarunkowań powstawania zbiorników antropogenicznych wskazane zostały okoliczności tworzenia się abiotycznych i biotycznych właściwości wody oraz terenów otaczających tego typu sztuczne budowle łącznie z bezpośrednimi obszarami przybrzeżnymi.

Rezultaty badań wody zbiornika „Sosina”, wykazały, że jest zbiornikiem eutroficznym, w którym może dochodzić do zjawiska zakwitów glonów (7.3.). Przedstawiciele fitoplanktonu zaliczeni zostali do 14 grup funkcjonalnych, wyróżnionych w oparciu o preferencje do siedlisk o różnej trofii. Największy udział mieli przedstawiciele *Chlorophyta*.

W oparciu o analizy wieloczynnikowe wskazano, że w przypadku zbiornika „Sosina”, najbardziej efektywnymi parametrami wskazującym na wystąpienie zagrożeń dla korzystających z kąpieliska (Briddon i in., 2022) i należy je uwzględnić w systemie wczesnego ostrzegania o zagrożeniach. Wskazano temperaturę wody, jej przejrzystość, zawartość chlorofilu a i zawartość materii organicznej, pH i zawartość całkowitego fosforu (rys. 32).

W zbiorniku nie stwierdzono, w okresie badań, zagrożenia toksynami sinic (tabela 6.).

W otoczeniu badanego zbiornika zidentyfikowano zanieczyszczenia stałe występujące na terenach bezpośrednio przylegających do zbiornika wodnego (zarówno w piaskach plażowych jak i glebach porośniętych trawą) przy zastosowaniu badań petrograficznych opartych na mikroskopii optycznej w świetle odbitym. Na podstawie wyników ww, badań opracowano nowatorską metodę wykrywania pod względem jakościowym i ilościowym elementów stałych mogących stanowić zagrożenie dla użytkowników zarówno pod względem zakaźnym jak i urazowym.

Rozpoznano również, jaki wpływ na jakość powietrza ma emisja gazów pochodząca z grillów rozpalanych w rejonie plaży przez samych użytkowników, Wykonano analizę jakości powietrza pod kątem występowania w nim ponadnormatywnych zanieczyszczeń w postaci pyłów (PM 2,5, PM 10), oraz związków chemicznych (H₂S, NH₃, Cl₂, HCHO, SO₂, CO, NO₂, RI*),

Dzięki potraktowaniu ekosystemu zbiornika jako całości (woda, piaski-gleba, powietrze) uzyskano kompleksowy obraz zjawisk mogących mieć wpływ na potrzebę zastosowania odpowiednio skonfigurowanych urządzeń pomiarowych ostrzegających o zagrożeniach płynących z tych trzech źródeł.

Został również rozpoznany typ budowy zbiornika śródlądowego powstałego w wyniku odkrywkowej eksploatacji piasków, na którym zastosowano implementacje systemu wczesnego ostrzegania.

W końcowym efekcie dostosowano metody monitorowania aktualnego stanu jakości kąpieliska (wody-plaża/gleba-powietrze) za pomocą urządzeń monitorujących.

Działanie to pozwoliło na zapewnienie ciągłego informowania o zagrożeniach ze strony środowiska dla osób aktywnie korzystających z ośrodka rekreacyjnego.

Przewiduje się, że po przeprowadzeniu podobnego cyklu badań wstępnych na innych obiektach system wczesnego ostrzegania o zagrożeniach środowiskowych może być dedykowany użytkownikom oraz administratorom większości ośrodków rekreacyjno-sportowych w regionie i kraju.

System można również stosować kompleksowo jak i wykorzystując jego składowe do oceny zagrożeń związanych z wodą, gruntem i powietrzem, w zależności od typu obiektu.

11. Literatura

- Breen B, Curtis J, Hynes S, 2018, Water quality and recreational use of public waterways, *Journal of Environmental Economics and Policy*, vol, 7, page 1-15,
- Briddon C,L, Szekeres E, Hegedüs, A, et al, 2022, The combined impact of low temperatures and shifting phosphorus availability on the competitive ability of cyanobacteria, *Sci Rep* 12, 16409 (2022), <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20580-2>
- Carey C,C, Ibelings B,W,, Hoffmann E,P,, Hamilton D,P, and Brookes J,D, 2012, Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate, *Water Research*, v, 46, no, 5, p, 1394–1407,
- Carlson R,E, 1977, A trophic state index for lakes, „*Limnology and oceanography*”, 22 (2), s, 361–369, DOI: 10.4319/lo,1977,22,2,0361,
- Chmielnicki P,, Bendarzewski K,, Dziadkiewicz B, 2007, Komentarz do ustawy o utrzymaniu porządku i czystości w gminach,
- Caracciolo M, and others, 2021, Annual phytoplankton succession results from niche-environment interaction, *Journal of Plankton Research*, Volume 43, Issue 1, January/February 2021, Pages 85–102, <https://doi.org/10.1093/plankt/fbaa060>
- Dulias R, 2010, Landscape planning in areas of sand extraction in the Silesian Upland, Poland, *Landscape and Urban Planning*, vol, 95, pages 91-104, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.12.006>
- Elliott J,A,, Jones I,D,, Thackeray S,J, 2006, Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake: *Hydrobiologia*, v, 559, p, 401–411,
- EN 50270:2015, Electromagnetic compatibility - Electrical apparatus for the detection and measurement of combustible 452 gases, toxic gases, or oxygen, <https://sklep.pkn.pl/pn-en-50270-2015-04e.html>
- Gnyubkin V,F, 2009, An early warning system for aquatic environment state monitoring based on an analysis of mussel valve movements, *Russian Journal of Marine Biology*, vol, 35, p, 431-436

- Graham J, L, Loftin, K. A, Ziegler, A, C, & Meyer, M. T, 2008, Guidelines for design and sampling for cyanobacterial toxin and taste-and-odor studies in lakes and reservoirs:. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008–5038. 39 p. Available at: <http://pubs.usgs.gov/sir/2008/5038/pdf/SIR2008-5038.pdf>
- Grentell J, Ripon Kumar R,, Lal A, Cyanobacteria, water quality and public health implications: a systematic scoping review, Australasian Journal of Water Resources, DOI: 10,1080/13241583,2022,2083051
- Gruszecki K, 2022, Prawo ochrony środowiska, Komentarz, wyd, VI, art, 101(a), s, 246
- Halliday E, Gast R, J, 2011, Bacteria in Beach Sands: An Emerging Challenge in Protecting Coastal Water Quality and Bather Health, Environ, Sci, Technol, 45, 2, pp, 370–379, <https://doi.org/10,1021/es102747s>
- Jelonek I, Kuś S,, Jelonek Z, 2022 Osady denne w zastosowaniach energetycznych na podstawie analiz fizyko-chemicznych i petrograficznych, Rynek Energii, nr 3 (160), str, 71-76
- Jelonek, Z; Drobnia, A; Mastalerz, M,; Jelonek, I, 2020, Environmental implications of the quality of charcoal briquettes and 457 lump charcoal used for grilling, Science of The Total Environment, 2020 Volume 747, 141267, ISSN 0048-9697, 458 <https://doi.org/10,1016/j.scitotenv, 141267>
- Kalaji H,M, Sytar O, Brestic M, Samborska I,A, Cetner M,D, Carpentier C, 2016, Risk assessment of urban lake water quality based on in-situ cyanobacterial and total chlorophyll-a monitoring. Pol. J. Environ. Stud., 25(2), 655-661
- Koreivienė J, Olga A, Kasperovičienė J, and Burškytė V, 2014, Cyanotoxin management and human health risk mitigation in recreational waters Environmental Monitoring and Assessment, 186 7 4443 -4459
- Kruk-Dowgiałło L, Michałek-Pogorzelska M, Dubiński, M, Brzeska, P, Opióła, R, Kuliński M, Osowiecki A, Błęńska M, 2010, Fitoplankton, Przewodniki metodycznego badań terenowych i analiz laboratoryjnych elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych, Biblioteka Monitoringu Środowiska ISBN 978-83-61227-36-6, 5-32,
- Kuś S, Sierka E, Jelonek I, Jelonek Z, 2022 a, Synthetic Analysis of Thematic Studies Towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs, Environment and Ecology Research, Vol, 10, No, 3, p, 355 – 369, DOI: 10,13189/eer,2022,100304

- Kuś S, Jelonek I, Jelonek Z, 2022b, A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills, *Environment and Ecology Research*, 2022, Vol, 10 (3): pp, 385-391,
- Kuś S, Jelonek I, Jelonek Z, Sierka E, 2022c, Assessment of beach pollution by solid wastes based on sieve, optical, and petrographic analysis, *Abstracts of the 38 th Annual Meeting of The Society for Organic Petrology*, 2022, Vol, 38, Virtual Conference 12 to 16 September; ISSN 1060-7250,
- McNeary W, Erickson L, 2013, Sustainable Management of Algae in Eutrophic Ecosystems, *Journal of Environmental Protection*, vol, 4, pages 9-19, <https://doi.org/10.4236/jep.2013.411A002>
- Młynarczyk Z, Zajadacz A, 2008, Uwarunkowania i plany rozwoju turystyki, *Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu*, s, 76-88,
- Mollema P, Antonellini M, 2016, Water and (bio)chemical cycling in gravel pit lakes: A review and outlook, *Earth-Science Reviews*, vol, 159, pages 247-270, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.05.006>
- Muellegger Ch., Weilhartner A., Battin T., Hofmann T, 2013, Positive and negative impacts of five Austrian gravel pit lakes on groundwater quality, *Science of The Total Environment*, 2013, vol, 443, pages 14-23, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.097>
- Padisák J, Crossetti L,O, Naselli-Flores L, 2009, Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates, *Hydrobiologia*, 621(1), 1–19, <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0>
- Panasiewicz A, 2013, Zarządzanie ryzykiem środowiskowym jako narzędzie wspierania gospodarki bardziej przyjaznej środowisku, *Prace naukowe uniwersytetu ekonomicznego we Wrocławiu*, nr 318, s, 255-263,
- Passos L,S, de Almeida E,C, Villela A, Fernandes A,N,, Marinho M,M,, Levy Carvalho Pinto G,E, 2022, Cyanotoxins and water quality parameters as risk assessment indicators for aquatic life in reservoirs, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 241, 113828, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113828>

- Perovich, G., Dortch, Q., & Goodrich, J. 2008. Causes, prevention, and mitigation workgroup report. In Hudnell H. K. (ed.). Cyanobacterial harmful algae blooms: State of the science and research needs, pp. 185–217. New York: Springer.
- PN-EN 50271:2018-08., Electrical apparatus for the detection and measurement of combustible gases, toxic gases, or oxygen 454 - Requirements and tests for apparatus using software and/or digital technologies, <https://sklep.pkn.pl/pn-en-50271-2018-45508e.html>
- Pierzchała Ł., Sierka E, 2020, Do submerged plants improve the water quality in mining subsidence reservoirs? *Applied Ecology and Environmental Research* 18 (4), p, 5661–5672,
- Pronin E, 2021, Are the existing guidelines sufficient for the assessment of bathing water quality? The example of Polish lakes, *Environ Sci Pollut Res* 28, p, 39742–39756, <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13474-9>
- Rakoczy B, 2020, Kompetencje w zakresie gospodarowania odpadami, *Ochrona środowiska w praktyce gminy*, str, 19
- Rakoczy B, Bukowski Z., Czech E., Karpus K, 2013, *Prawo ochrony środowiska – komentarz*,
- Reynolds C,S, Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S, 2002, Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton, *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417–428, <https://doi.org/10.1093/plankt/24,5,417>
- Robarts R,D, Zohary T, 1987, Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v, 21, p, 391–399,
- Rzętała M, 2008, *Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego*, Uniwersytet Śląski, Katowice,
- Rzętała M., Jagús A, 2012, New lake district in Europe: origin and hydrochemical characteristics, *Water and Environmental Journal*, vol, 26, pages 108-117, <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2011.00269.x>
- Sabino R, Rodrigues R., Costa I, Carneiro C., Cunha M., Duarte A., Faria N., Ferreira F,C., Gargaté M, J, Júlio C, Martins M,L, Nevers M,B., Oleastro M., Solo-Gabriele H., Veríssimo C., Viegas C, Whitman R,L., Brandão J, 2014, Routine screening of harmful microorganisms

in beach sands: Implications to public health *Science of The Total Environment*, 472, pp, 1062-1069, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.091>

- Saleem F, Jiang J,L., Paschos R,A, Edge T., Schellhorn H. 2023. Cyanobacterial Algal Bloom Monitoring: Molecular Methods and Technologies for Freshwater Ecosystems, *Microorganisms* 11(4):851, doi:10.3390/microorganisms11040851
- Şanlıtürk G, Güran M, 2021, Monitoring of microbiological dynamics in beach sand and seawater samples from recreational and non-recreational beaches over a two-year period, *International Journal of Environmental Health Research*, pp,1-13, <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1931049>
- Sierka E., Stalmachová B., Molenda T., Chmura D., Pierzchała Ł, 2012, Environmental and socio-economic importance of mining subsidance reservoirs, *BEN-Technicka Literatura, Praha*, p 112
- Smith V, 2003, Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems a Global Problem, *Environmental Science and Pollution Research*, vol, 10, pages 126-139, <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Smith V, Tilman G, Nekola J, 1999, Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems, *Environmental Pollution*, vol, 100, pages 179-196, [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Sollie S, Janse J, Mooij W, Coops H, Verhoeven J, 2008, The Contribution of Marsh Zones to Water Quality in Dutch Shallow Lakes: A Modeling Study, *Environmental Management*, vol, 42, pages 1002-1016, <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9121-7>
- Teta R, Romano V., Della Sala G., Picchio S., De Sterlich C., Mangoni A., Di Tullio G., Costantino V, Lega M, 2017, Cyanobacteria as indicators of water quality in Campania coasts, Italy: a monitoring strategy combining remote/proximal sensing and in situ data, *Environ, Res, Lett*, 12 024001
- Szymański N, Burzyńska I, Kalaji H, 2018, Fluorescencja chlorofilu jako narzędzie do oceny stopnia eutrofizacji ekosystemów wodnych na przykładzie stawów na obszarze gminy Raszyn *Ecological Engineering*, 19, 2, 73–80
- Wagner T, Erickson L, 201 Sustainable Management of Eutrophic Lakes and Reservoirs, *Journal of Environmental Protection*, vol, 8, pages 436-463, <https://doi.org/10.4236/jep.2017.84032>

- Wang D, Bao Y, Qu J, 2022, The Phragmites Root-Inhabiting Microbiome: A Critical Review on Its Composition and Environmental Application, *Engineering*, Volume 9, p, 42-50, <https://doi.org/10.1016/j.eng.2021.05.016>,
- Welch E., Cooke D, 2005, Internal Phosphorus Loading in Shallow Lakes: Importance and Control, *Lake and Reservoir Management*, vol, 21, pages 209-217, <https://doi.org/10.1080/07438140509354430>,
- Williams J, Ryan B, 2003, A National Survey of Water-Based Leisure Activities in Ireland, www.esri.ie/pubs/BKMNEXT62.pdf (dostęp 28,12,2020, godz, 23,20),
- Woźnica A., Łozowski B., Pasierbiński A., Krodkiewska M., Jarosz W, Siudy A, Pszczeliński Ł, Zarychta A, 2015, Waloryzacja stanu ekologicznego zbiornika Sosina w Jaworznie wraz z wytycznymi do projektu jego rekultywacji,
- Woźnica A, Sierka E., Libera M., Lipowczan M., Potocka I, Cabała J, 2022, Stan ekologiczny zbiornika Sosina w Jaworznie
- Younger P., Wolkersdorfer Ch, 2004, Mining Impacts on the Fresh Water Environment: Technical and Managerial Guidelines for Catchment Scale Management, *Mine Water and the Environment*, vol, 2004, pages 2-80, <https://doi.org/10.1007/s10230-004-0028-0>
- Yuan Y., Locke M., Bingner R., Rebich R, 2013, Phosphorus losses from agricultural watersheds in the Mississippi Delta, *Journal of Environmental Management*, 2013, vol, 115, pages 14-20, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.028>
- Zhao T., Grenouillet G., Pool T., Tudesque L., Cucherousset J, 2016, Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes, *Ecology of Freshwater Fish*, vol, 25, pages 412-421, <https://doi.org/10.1111/eff.12222>
- Zimoch I., Paciej J, 2013, Znaczenie kontroli jakości wód powierzchniowych wykorzystywanych do rekreacji na przykładzie województwa śląskiego, *Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Dolnośląski, Ochrona Środowiska*, vol, 35, nr 2, p, 15—18

Akty prawne

- Beaches Environmental Assessment and Coastal Health Act of 2000, Public Law 106-284, oct, 10, 2000, <https://www.congress.gov/106/plaws/publ284/PLAW-106publ284>, pdf

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 roku w sprawie ochrony gatunkowej roślin , Dz,U, 2014 poz, 1409,
- Ustawa z dnia 20 lipca 2017 roku Prawo Wodne, Dz, U, 2017 poz, 1566,
- Dyrektywa Rady Europejskiej z dnia 8 grudnia 1975 r, dotycząca jakości wody w kąpieliskach (Dz, U, UE, L, z 1976 r, Nr 31, str, 1 z późn, zm,)
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 17 stycznia 2019 r, w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpeli, Dz,U, 2019 poz, 255,
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2019 roku w sprawie profilu wody w kąpielisku, Dz, U, 2019 poz, 2206,
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r, w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) (wersja przekształcona) (Dz, U, UE, L, z 2010 r, Nr 334, str, 17 z późn, zm,),
- Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 roku o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie, Dz, U, 2007 nr 75 poz, 493,
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi, Dz, U, 2016 poz 1395,
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r, o odpadach, Dz,U, 2013 poz, 21,
- Ustawa z dnia 13 września 1996 r, o utrzymaniu czystości i porządku w gminach, Dz,U, 1996 nr 132 poz, 622,
- Ustawa z dnia 5 grudnia 2008 r, o zapobieganiu oraz zwalczaniu zakażeń i chorób zakaźnych u ludzi, Dz,U, 2008 nr 234 poz, 1570,
- Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r, prawo ochrony środowiska, Dz,U, 2001 nr 62 poz 627,
- Obwieszczenie marszałka sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 18 listopada 2020 r, w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i jego naprawie,
- Rozp, Poz, 1475 ROZPORZĄDZENIE MINISTRA INFRASTRUKTURY1) z dnia 25 czerwca 2021 r, w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego

i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych

- Wyrok TS UE z 15 lipca 2004 roku C-272/01, Komisja wspólnot europejskich vs Republika Portugalska, ZOTSiS 2004, nr 7A, poz, I-6767, pkt, 30,
- Dyrektywa 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 roku dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach i uchylająca dyrektywę 76/160/EWG, Dz, U, UE L 64/37 z 4 marca 2006 r,
- Dyrektywa 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, Dz, U, UE z dnia 22 grudnia 2000 r,

Źródła internetowe

- [www, sk.gis.gov.pl](https://sk.gis.gov.pl) - <https://sk.gis.gov.pl/index.php/kapielisko/825>, dostęp w dniu 2023-05-12
- [www, sk.gis.gov.pl](https://sk.gis.gov.pl) - https://sk.gis.gov.pl/admin/profil/825/PROFIL_WODY_1.pdf (dostęp 14,04,2023)
- HELCOM „Przewodnik do prowadzenia monitoringu składu gatunkowego, liczebności i biomasy fitoplanktonu” lub jego aktualizacja ([http://www.helcom.fi/action_areas/monitoring-and assessment/manuals-and guidelines/phytoplankton guidelines/](http://www.helcom.fi/action_areas/monitoring-and_assessment/manuals-and_guidelines/phytoplankton_guidelines/)) (dostęp 14,04,2023)
- Druk sejmowy 2167, VII kadencja – uzasadnienie projektu ustawy o zmianie ustawy – prawo ochrony środowiska i niektórych innych ustaw (dostęp 14,04,2023)
- www.gov.pl/web/gis - <https://www.gov.pl/web/gis/jak-czesto-i-dlaczego-konieczna-jest-wymiana-pisku-w-piskownicy-regulacje-prawne>, (dostęp 2023,05,15)
- Główny Inspektorat Ochrony Środowiska - www.powietrze.gios.gov.pl
- www.airly.org.pl (dostęp 14,04,2023)

OŚWIADCZENIE KANDYDATA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Sebastian Kus
imię i nazwisko

43-600 Jaworzno, ul. Krakowska 8
adres do korespondencji

48 668840363
nr telefonu

Sebastian.kus@us.edu.pl
adres e-mail

Synthetic Analysis of Thematic Studies towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs,
Environment and Ecology Research 10(3): 355-369, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100304

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Sebastian Kuś, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Ukierunkowanie koncepcji pracy skupiającej się na ośrodkach rekreacyjnych. Pisanie i redagowanie rozdziałów: 2.3, 2.4, 2.5, 2.6, 2.7., 3 i 4. Przegląd i wybór literatury. Przygotowanie i opracowanie danych dostępnych w serwisach internetowych. Kompilacja i przeprowadzenie zmian redakcyjnych oraz korekcyjnych w całym tekście przed publikacją. Przygotowanie odpowiedzi dla recenzentów podczas procesu recenzji w redakcji.

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych, wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)


.....
podpis

OŚWIADCZENIE WSPÓŁAUTORA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Edyta Sierka
imię i nazwisko

40-032 Katowice, ul. Jagiellońska 28
adres do korespondencji

48322009557
nr telefonu

edyta.sierka@us.edu.pl
adres e-mail

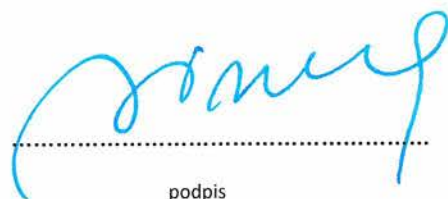
Synthetic Analysis of Thematic Studies towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs,
Environment and Ecology Research 10(3): 355-369, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100304

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Sebastian Kuś, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Przygotowanie i interpretacja danych wyjściowych dotyczący zbiorników antropogenicznych, Pisanie i redagowanie
rozdziału: 3. Results and Discussion.

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych,
wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)



podpis

OŚWIADCZENIE WSPÓŁAUTORA

O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023

miejsowość, data

Iwona Jelonek

imię i nazwisko

41-200 Sosnowiec, ul. Będzińska 60

adres do korespondencji

(32) 3689 498

nr telefonu

iwona.jelonek@us.edu.pl

adres e-mail

Synthetic Analysis of Thematic Studies towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs, Environment and Ecology Research 10(3): 355-369, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100304

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Sebastian Kuś, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek

imiona i nazwiska autorów publikacji

Pisanie i redagowanie rozdziału: Metodyka. Opracowanie figur i tabel. Merytoryczna kontrola pozostałego tekstu.

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych, wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)



podpis

OŚWIADCZENIE WSPÓŁAUTORA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Zbigniew Jelonek
imię i nazwisko

43-600 Jaworzno, ul. Duboisa 21
adres do korespondencji

692938206
nr telefonu

Zbigniew.jelonek@us.edu.pl
adres e-mail

Synthetic Analysis of Thematic Studies towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs,
Environment and Ecology Research 10(3): 355-369, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100304

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Sebastian Kuś, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Głównym wkładem w przygotowanie artykułu do publikacji była jego edycja oraz uporządkowanie całości tekstu artykułu, rysunków i tabel. Kontakt z redakcją (autor korespondencyjny).

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych,
wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)



podpis

Synthetic Analysis of Thematic Studies towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs

Sebastian Kuś, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek*

Faculty of Natural Sciences, University of Silesia in Katowice, Poland

Received February 27, 2022; Revised April 22, 2022; Accepted May 23, 2022

Cite This Paper in the following Citation Styles

(a): [1] Sebastian Kuś, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek, "Synthetic Analysis of Thematic Studies towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs," *Environment and Ecology Research*, Vol. 10, No. 3, pp. 355 - 369, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100304.

(b): Sebastian Kuś, Edyta Sierka, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek (2022). *Synthetic Analysis of Thematic Studies towards Determining the Recreational Potential of Anthropogenic Reservoirs*. *Environment and Ecology Research*, 10(3), 355 - 369. DOI: 10.13189/eer.2022.100304.

Copyright©2022 by authors, all rights reserved. Authors agree that this article remains permanently open access under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0 International License

Abstract Processes associated with surface mining promote the creation of artificial water reservoirs. In most cases, these post mining reservoirs can be adapted for recreational purposes after slight modifications. The authors analyzed the characteristics of inland reservoirs created as a result of opencast mining of diverse types of deposits in terms of the possibility of their best use for recreation and the identification of good management practices. The solutions and methods of monitoring the current status of anthropogenic waters and aquatic ecosystems serving the local community and tourists are briefly presented. The typical conditions for the formation of artificial water reservoirs and the risks associated with the genesis of such reservoirs for users and administrators of these facilities are discussed. The possibilities of managing anthropogenic reservoirs for economic purposes, considering their origin, shape, depth, and water quality, are also presented. The development of recreation infrastructure was discussed, not only the one directly in contact with the water reservoir, but also the one located at a distance, which corresponds to the definition of water-based tourism, which also takes place in the areas surrounding the lakes. Considering the innovative and constructive view on the risks of the use of post-anthropogenic ecosystems, both from the user's and administrator's perspective, we believe that the manuscript will be a useful compilation of knowledge on the subject and could be of value to wide readership.

Keywords Anthropogenic Reservoir, Artificial Lake,

Management, Recreation, Biohazard

1. Introduction

According to estimates presented by Cassardo [1], there is a total of 1400 million cubic kilometers of water on the entire planet, but only a small part - only 3% - is freshwater, mostly stored in glaciers and ice caps. Less than 0.01% of all water on Earth is made up of freshwater rivers and lakes, estimated to be around 100 000 km³ [2]. In recent years, it has been shown that lakes, including those of small size, cover a total of approx. 3.7% of the Earth's land area is not covered by ice, which has turned out to be a larger area than originally thought [3, 4]. It is obvious that water is essential for living organisms and technological progress would not be possible without it, as it is widely used in almost all sectors of the economy [5, 6]. Water - both salt and fresh - is also commonly used for recreational purposes [7, 8]. Almost on all continents - with the exception of Antarctica - in the area of water reservoirs there are places where you can use water in various forms. According to the Outdoor Industry Association, more than 50% of the adult population of the developed countries frequently uses water for recreational purposes. It has been shown that an extremely important element for recreation is water quality, because the cleaner the water, the greater the experience.

This rule applies to both direct water activities and indirect activities, e.g., nature observation [9, 10]. With urban sprawl and a growing population there are more and more needs for recreational water activities in urban waters this also applies to highly urbanized areas transformed by industrial activities and is related to human health benefits associated with urban aquatic environments [11, 12].

Maintaining the good quality of water intended for recreation is a priority task for managers of such places, as it determines not only the attractiveness and popularity of a given place, but above all has a great impact on the safety and health of users. In order to standardize the principles and criteria for assessing the quality of both water and places located in the immediate vicinity, e.g., beaches, guidelines were established to regulate these issues within the European Union [13] and outside its territory. This has become necessary because globally, each year, more than 120 million cases of gastrointestinal diseases and 50 million cases of acute respiratory diseases are caused by bathing in wastewater-polluted coastal waters. With more than half of the world's population living on the coasts, the polluted seas and oceans have a far-reaching impact on public health and ecosystem, including recreation [14]. For this reason, this water, more often than inland water, is of interest to scientists and researchers. The studies involved the identification of water pollutants [15, 16], the types of risks to beachgoers, and the risk of specific medical conditions [17, 18]. Relationships between water quality and sand quality on surrounding beaches [19], and tools and methods for monitoring the quality of bathing waters at seacoasts [20, 21] were also indicated.

Inland reservoirs, especially those resulting from opencast or underground exploitation of natural resources, are much less explored areas in terms of assessing the quality of recreational waters, the quality of beaches, or identified threats. Lakes created after the exploitation of sand or gravel are usually located in an area where the excavated material was used as a building material and therefore, they are new aquatic ecosystems in an urbanized landscape [22]. They are often located near or in residential areas [23]. Reservoirs of anthropogenic origin, apart from their recreational functions, are of economic importance, e.g., they secure the supply of usable water and are essential for agriculture or industry, as well as for flood protection. They also perform other important functions related to biodiversity creation and preservation, pollution disposal, microclimate formation, carbon bonding or recreation [24], which are referred to as ecosystem services provided for people.

It should be mentioned that after the end of exploitation, the mines are left not only with extensive excavations (of various depths), but also with spoil tips, including post-flotation spoil heaps. Various types of industrial water tanks are also very common [25]. Many of the lakes formed

after the flooding of abandoned open-cast mines are toxic, threatening the safety of both humans and the ecosystem [26]. The Berkeley Pit in Montana (USA), 244 meters deep, is one of the largest bodies of contaminated water in the world. It is assumed that the Rum Jungle Lake in Australia, formed after the flooding of the uranium mine, and the world's largest - over 176 km² - Oil Sands lakes in Alberta province in Canada are an equally serious threat. All of the above should be taken into account when planning adaptation works aimed at adapting post-exploitation reservoirs for recreational purposes. The close proximity of hazardous wastes, despite the maintenance of far-reaching measures to prevent their penetration into the environment, will always pose a risk of contamination of surface water and groundwater.

2. Materials and Methods

In order to analyze the usefulness of anthropogenic reservoirs for recreation, an analysis of articles, focused on the conditions for the formation of anthropogenic reservoirs, covered by the Web of Science, Scopus, Google Scholar, ResearchGate, and similar databases was carried out. The literature review allowed for an analysis of the circumstances of the formation of the abiotic and biotic properties of the water environment and of the land surrounding such artificial structures, including the immediate coastal areas. The known tools used in the assessment of the water purity class were compiled in order to describe the process underlying the administration and use of artificial water bodies. During the database review, the most characteristic keywords, including the following phrases: anthropogenic water reservoir, recreation water quality, post mining lake, cyanobacterial toxins, and bathing beach, were used, artificial lake, management, recreation, biohazard. The key words were additionally verified on the basis of a long-term experience gained during the management of a recreational facility created after the extraction of oil sands (OWR Sosina) [27]. A generalized meta-analysis of the data was also applied to identify the most effective management practices and the optimal use of water reservoirs (recreational and economic) while maintaining the highest standards of safe use of bathing facilities. Specific descriptions of the features and qualitative elements of the specific structures of the construction of individual artificial basins, their size and characteristic of their functionality and development were extracted. An analysis of the literature on the subject was then carried out by adapting the problem in question to the existing knowledge and similarities and differences and their essential features discussed in the analyses of scientific literature were shown. Applying the principle of the consideration of components, the final process synthesizes the key issues covered in many publications separately.

2.1. Procedures for the Assessment of Reservoir Water Quality

The most common water quality testing methods use techniques that determine physicochemical properties using advanced spectroscopy, integrated water quality sensors, micro-flowmeters, and biosensors [28, 29]. Bioindication methods with the use of living organisms sensitive to specific substances or habitat conditions are used independently or in conjunction with the identification of physical and chemical parameters [30, 31]. One of the recent research trends is the assessment of the microbiological state of water using advanced molecular biology techniques, such as gene probes, which have undergone significant development in the last decade [32]. The most modern and promising water quality monitoring techniques related to the use of nanotechnology, i.e., the study of nanoparticles acting as sensors that react to given elements identified as pollutants, are also currently being introduced [33].

2.2. The Genesis of Anthropogenic Reservoirs

Anthropogenic reservoirs storing rainwater, surface water, or groundwater are most often created as a result of exploitation of energy resources, including subbituminous coal and lignite, rock resources - i.e., gravel, sand, granite, limestone, or metal ores - copper, iron, etc. In some parts of the globe, the density of anthropogenic reservoirs is very high (Fig.1). In the Netherlands, one of the smallest EU member states in terms of area (www.europa.eu), more than 500 lakes formed in quarries and gravel pits can be found at

the meeting point of the Rhine and Meuse rivers. In Central Europe, within southern Poland, there is an area referred to as the Upper Silesian Anthropogenic Lake District comprising 4773 reservoirs with a total area of 6766 km² [34]. A similar concentration of anthropogenic reservoirs, mostly strongly acidified, is found in Germany - where more than 500 post-mining lakes have been identified - and Poland, in the area of former lignite mining [35, 36] According to Strzodka [37], East German post-mining lakes constitute the largest artificial lake district in Europe. In France, within the Massif Central, there are reservoirs resulting from coal mining [38]. In Spain, the residues of sulfide ore opencast mining in the Iberian Pyrite Belt include numerous lakes which, due to high acidification and metal pollution, cannot be used for recreational, agricultural, or industrial purposes [39]. In the south of the Czech Republic there are reservoirs after lignite mining and clusters of reservoirs used for fish farming [40], in the south of England numerous reservoirs (lakes, ponds, ditches, floodplains) were created in connection with agricultural activities, in Northern Austria mining lakes formed after the end of opencast lignite mining [41], and in southern Sweden several thousand pit lakes, resulting from opencast mines and quarries, where sulfides, limestone and clay, among others, were mined [42]. Anthropogenic (post-mining) reservoirs can also be found in Australia [43], the United States [44], Canada [45], northern Morocco [46], Kazakhstan [47], Tajikistan [48], or in Brazil [49]. In South Africa we can find one of the world's most famous post-mining reservoirs, the Big Hole, which was created by flooding the pit after the end of diamond mining in this area [50].

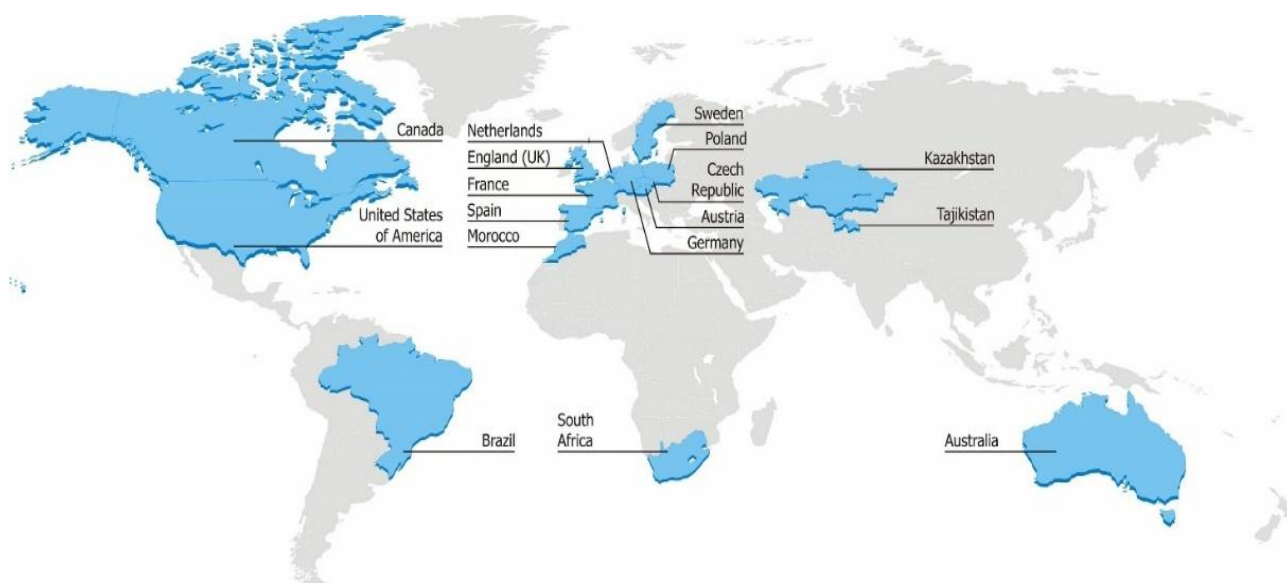


Figure 1. Location of the anthropogenic reservoirs in question

2.3. Adaptation of Anthropogenic Water Reservoirs

The end of exploitation is associated with the need to manage anthropogenic reservoirs so that the space obtained can serve the public as a place for tourism, recreation, or leisure, among other things. These activities are referred to as "revitalization" or bringing them back to life. The aim of revitalization is to create a renewed landscape, which should not only be in harmony with the environment, but also increase its diversity, enriching it ecologically. At the same time, the renewed landscape should not interfere with today's local and regional needs and should meet the needs of tomorrow. Revitalization activities should be well thought-out and carefully planned - also in financial terms - long before the decision to end the exploitation of a given raw material. This is important because a well-planned and carried out revitalization process can bring tangible benefits to both the local ecosystem and the inhabitants [51]. It often turns out that water reservoirs created after mining or industrial exploitation are organic-rich, offer a spectacular variety of flora and fauna, and are abundant in rare and protected species. Even small water reservoirs can be used economically and increase the aesthetic value of the landscape. They affect the species diversity of both plants and invertebrates [52, 53]. These reservoirs, as a result of the normalization of water relations, usually fill up spontaneously, and the natural succession of vegetation restores the dynamic ecological balance. Much larger reservoirs are created after opencast mining of natural

resources, for example limestone, dolomite, lignite, sand, or sulfur. The possibilities of using these reservoirs are also changing. They can have many functions, such as water intakes for drinking or industrial purposes, fish breeding ponds, retention reservoirs, etc. Increasingly, they are used as recreational sites or are part of landscape compositions [54]. The common feature of water reservoirs of different origins is that they can be used for recreational and tourist purposes. In the literature, you can find many definitions of recreation and physical activity, depending on the age group, economic sector, or finally depending on a specific location [55]. Although there is no single, universal definition, one could say that recreation is a fully conscious, voluntary outdoor activity in nature, making use of its values, bringing satisfaction, relaxing, and unwinding, which we devote to pursuing our own needs, passions, and interests. Recreation may take many forms, but all of them strive to eliminate anxiety, tension, or frustration. Depending on the raw material extracted, the resulting workings vary in depth, bank structure, physical and chemical properties of the water. On the other hand, the nature of the excavated deposit has a direct impact on both the shape of the reservoir (bottom and bank system, depth) and the physical and chemical properties of the water. The information gathered in Table 1 shows these relationships and indicates that the greatest number of recreational activities is possible in anthropogenic reservoirs resulting from opencast mining of natural resources [56, 57, 58, 59].

Table 1. Types of anthropogenic reservoirs based on [56, 57, 58, 59].

Type of tailing pond	Characteristic features	Possible uses
Mines (porphyry, limestone, sandstone, ores) etc. (quarries)	<ul style="list-style-type: none"> - limited inflow and outflow of feedwater - steep, irregular shores - denudation of rock layers - possible high acidification of water - heavy metal content in water - possible salinity - susceptibility to landslides - no shallow coastal zone - possible high-water turbidity - limited light penetration to the lower parts of the water - deep workings 	<ul style="list-style-type: none"> - sailing - snorkeling - bathing - wildlife conservation
Loose rock mining (sand pits, gravel pits, etc.)	<ul style="list-style-type: none"> - shallow depth (usually up to 5 m) - natural sandy or gravel bottom - risk of cyanobacterial occurrence - usually, a small area <50 ha - usually, no heavy metals in the water - shallower coastal zone - limited inflow and outflow of feedwater - "bowl" shaped reservoir 	<ul style="list-style-type: none"> - bathing area - sailing - fishing - powerboating - other water sports - wildlife conservation - drinking water supply - fire protection water supply source - aquaculture
Opencast bituminous coal and lignite mines	<ul style="list-style-type: none"> - unstable walls - high heavy metal content - high pH acidity = - deep workings 	<ul style="list-style-type: none"> - bathing - powerboating - other water sports - fire protection water supply source - fishing grounds - aquaculture

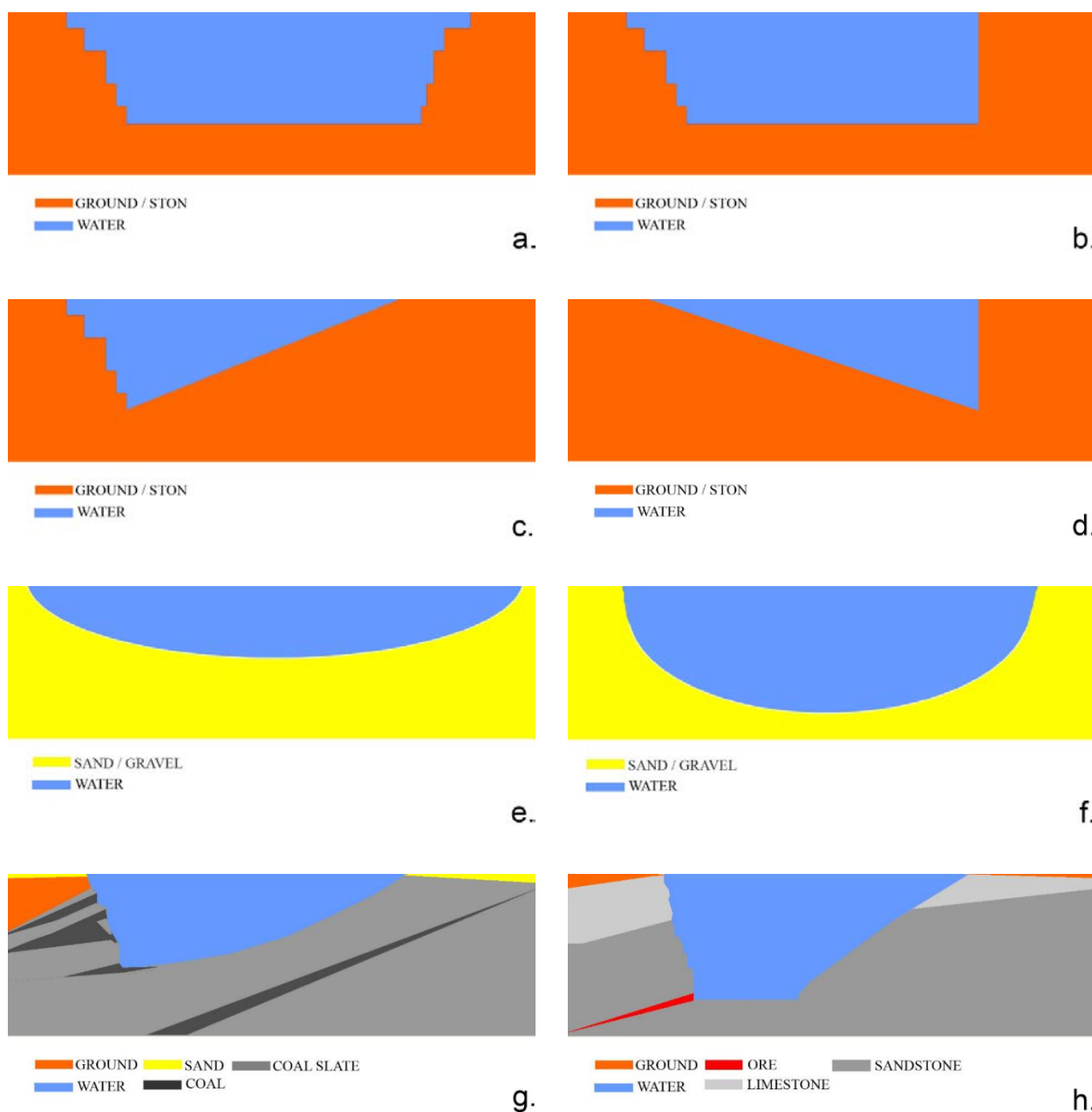


Figure 2. The cross sections illustrate the different slopes and slope lines of the banks to the water body depending on the type of post-mining pit (a,b,c,d - pits left over from the extraction of porphyry, limestone, etc., e,f - pits left over from the extraction of sand, gravel, etc., g - pits left over from the extraction of coal, h - pits left over from the extraction of ore)

2.4. Characteristics of Reservoirs Formed in Quarries

Post-mining reservoirs (of porphyry, limestone, and sandstone mines, etc.) are created as a result of flooding the excavation with groundwater, surface water or rainwater. Anthropogenic reservoirs created in such pits are characterized by a relatively large relative depth (Fig. 2 a,b,c,d), which usually causes a clear stratification of water. Thus, the chemical properties of water can vary significantly depending on the depth [60]. Metal ore mines can take many shapes - from oval, rectangular, to irregular. The common feature of all of them is that, regardless of

their shape, they are much wider at the top and narrower at the bottom. Opencast diamond mines have more regular, cylindrical shapes. They are usually deep and shaped like a cone in a cross section. Their structure generally excludes a shallow coastal zone of the lake. [61].

The physicochemical properties of water between individual reservoirs in such a pit may differ significantly. This is both because of the different geological structures of these particular sites and the type and size of the catchment area. There are examples of artificial lakes where the water is heavily loaded with heavy metals and even naturally radioactive, which is directly related to the

exploited raw material. Another factor that can occur in water bodies whose surroundings are made up of poorly permeable rock is salinity. This phenomenon occurs when evaporation exceeds groundwater inflow and precipitation. Sulphide ore deposits contain pyrite, which reacts with oxygen and water to form sulfuric acid, causing high acidification of water. A common solution to neutralize acid lakes is liming, which has been implemented on a large scale in Sweden since the 1970s. The main purpose of liming is to keep the pH of the water above 6 in order to protect existing flora and fauna and to allow new species to colonize. Similar treatments were carried out in 2006-2019 in the area of Lusatia (Germany), where over 266 kilotons of neutralizing agents, mainly quicklime and powdered limestone, were deposited in acidified lakes. Liming, however, has serious disadvantages. First of all, it cannot be a one-off action, but a continuous process, systematically spread over time. The second element, which can be an insurmountable obstacle, is the high cost of the process. According to estimates, EUR 20 million is spent each year on liming surface waters in Sweden [36, 62, 63]. Increased turbidity is a common feature of mine lakes, which is related to the rapid erosion of steep shorelines. Another reason for turbidity may be the oxidation of iron dissolved in water to hydrated iron oxide. It is in the form of a fine-grained substance which settles very slowly to the bottom due to gravity. High water turbidity can have negative consequences for photosynthesis due to the blocking of sunlight, essential for this process. And for many forms of aquatic life - especially fish - photosynthesis is essential for life.

The use of water reservoirs created in post-mining excavations of porphyry, limestone, sandstone, etc. largely depends on their physical and chemical properties while any technologies using artificial or natural biocenosis are difficult to implement. However, such artificial lakes can successfully fulfil new roles, such as recreational, which, if properly planned, can be a potential source of income. There are many examples of this type in the literature. A lake district in the Lusatia region (Germany) is currently being converted for public recreation and is expected to generate an income of 10-16 million euros per year for the local economy [64]. Examples of the conversion of a post-mining excavation site for recreational purposes include the year-round water park at the Shartashsky quarry in the Yekaterinburg region, the Tangua Park in Brazil, or the Zakrzówek and Kryspinów quarries in the Kraków area in southern Poland. An important element of the quarry revitalization process is to plan it in advance, and to diagnose the needs and possibilities of the local environment (both society and the natural environment) in seeking the best possible harmonization with the surroundings. When adapting the pit for recreational purposes, different forms of recreation - active and passive - should be taken into account, and thus different zones should be organized: beach, active recreation (playing fields, marinas) and quiet recreation (walking, fishing) [65].

The post-mining excavations lack infrastructure, which is necessary if the site is to be used for recreational purposes. This includes not only infrastructure directly related to water and water-based activities (bathing area, beach) but also communication routes, car parks, access to electricity, drinking water, sewage systems, catering facilities, or greenery arranged around the reservoir. The discussed reservoirs can also be used for industrial processes (irrigation, industrial water source) or as a water source for livestock (aquaculture). In some cases, when the physico-chemical quality of the water does not meet the basic criteria for water for a specific purpose, water treatment tools are necessary [55]. However, this involves additional financial resources and the need for more frequent water quality monitoring and biotope intervention.

2.5. Characteristics of Reservoirs Formed after the Exploitation of Rock Resources such as Sand, Gravel, etc.

The depth of water reservoirs created in sand and gravel excavations can vary greatly and is usually related to the thickness of the geological layer of the raw material in question. There are shallow floodplains with depths of less than 3 meters, medium floodplains oscillating between 7-12 meters, and deep floodplains with depths up to 60 meters [66, 67]. The depth of the excavation is also related to the construction of the banks of the floodplain and consequently to the accessibility for people. Shallow reservoirs are characterized by a gradual, gentle descent to the bottom of the excavation, which later, when such a reservoir is used for recreation, definitely facilitates the creation of accompanying infrastructure (bathing sites, beach, piers) Fig. 2 e. In contrast, deep reservoirs characterized by steep edges, irregular bottoms and cold-water inflow can be dangerous for users Fig. 2 f. The sand pits usually had a geometric profile with a fairly flat bottom and slopes, which were often characterized by a stepped descent due to the fact that the extraction of the raw material was carried out on several (2-4) levels. The development of the open pits has resulted in a strong disturbance of groundwater levels, which have fallen by several tens of meters, as well as changes to riverbeds, which have moved up to several kilometers. During the reclamation period, work focused on creating the slopes and bottoms of the future reservoirs as well as introducing vegetation around the banks. The banks of bathing areas gently descend into the water [68]. Sand and gravel deposits are characterized by high permeability and therefore lakes created in such excavations generally allow a significant exchange of surface water with groundwater. The geological substrate and direct connections to surface water and groundwater have a decisive influence on the physico-chemical properties of water in pits resulting from sand and gravel exploitation. The quality of water in different, even nearby reservoirs, can be significantly

different. A comparative study of 51 lakes in the Netherlands and 35 lakes in Denmark showed that water from gravel lakes has better properties than water from shallow natural reservoirs in close proximity. They were of good chemical and biological quality, contained low nutrient concentrations and abundant macrophytes that differed in species from those found in natural lakes [69]. Taking into account that sand and gravel are generally chemically inert raw materials, the immediate surroundings of the reservoir and its catchment area will have the greatest impact on the physico-chemical properties of the water stored there. Due to the fact that the excavation walls are free from contamination typical of metal workings, the water in sandy or gravel lakes may have relatively good quality water, although it is not a rule when looking at the lakes formed after sand extraction in the Sepetiba basin (Brazil), which are characterized by acidic water [70]. However, it is worth noting that often such water bodies are located on fairly flat flood plains, so the water inflow to them is limited compared to natural lakes with steeper catchments. The exceptions are workings located in the vicinity of lakes or rivers, which will usually have an inflow and outflow. In most cases, however, the artificial lakes created in such pits are hydrologically isolated from surface waters [67]. The depth of mining activities has a direct impact on the pattern of adjacent aquifers, resulting in a strong groundwater influence on the resulting reservoir. In contrast to natural lakes, groundwater quality is crucial for the water quality in such post-mining reservoirs [71]. Some of the reservoirs are deep enough to clearly divide them into water layers that differ in temperature [72]. Their structure - steep banks, a very small coastal zone and the frequent absence of a swamp zone - have a large impact on the ecosystem of the entire lake, as the water exchange between the coastal and pelagic zones is very limited [73]. It was observed that reservoirs with large hypolimnion are much less prone to eutrophication than shallow reservoirs where the water is completely mixed [74].

After finishing the exploitation of sand or gravel, the lakes created in the former excavations can be used for recreational purposes such as water sports, fishing, but can also be potential reservoirs of drinking water. Some reservoirs have a large surface area, which makes them ideal for sailing, windsurfing or, in areas where motorboats are allowed, water skiing [66, 75]. The designation of these facilities for recreational purposes must not only be part of the approved reclamation project for the pit in question, but must result in a series of preparatory works necessary to provide adequate infrastructure for the inhabitants. One of the priorities when planning new functions of such places should be to ensure safety for future users by designating bathing areas, providing beaches, a safe coastline, fishing stands, and finally accompanying infrastructure - catering outlets, parking lots, and communication routes [53]. Another way to use post-mining lakes is to organize fish farming that would have good living conditions in

relatively clean sand and gravel waters.

2.6. Characteristics of Flooded Areas Resulting from the Abandonment of Opencast Mining of Bituminous Coal and Lignite

Opencast coal mines (Fig. 2 g) are not as deep as metal ore mines (Fig. 2 h). The raw material is extracted linearly in a certain direction. The excavation deepens as the work progresses. The access roads to the bottom of the pit do not run spirally along the walls of the excavation but descend linearly. After mining, the excavation is usually characterized by a clear linear pattern and, at least on one side, a gradual descent of the excavation towards the bottom of the pit can be observed [61]. Coal workings (Fig. 2 g) are characterized by quite steep banks with a very high angle of inclination, which significantly affects the shaping of the coastal zone (littoral). In many cases, the coastal zone is virtually absent, which directly affects the quantity and quality of coastal vegetation. The size of the water reservoirs created in opencast coal mines varies greatly; their surface area is often above 500 hectares. In terms of surface area, the post-mining lakes in the North Bohemian Brown Coal Basin compete with the largest natural and anthropogenic reservoirs in the Czech Republic (they are over 1 000 ha, the largest one is 1 300 ha). Such a large area creates the need to protect the shoreline against erosion caused by waves. Due to the large area, the pits will fill up with water relatively slowly, forcing the shores to be protected as the water table rises [76].

Bituminous coal and lignite, as well as the geological environment of the deposition, are not chemically inert and have a significant impact on the water that fills the excavation pit after the end of the exploitation. Coal mining often results in acidic mine drainage. Typically, pyrite (FeS_2) is deposited in the walls of coal workings, which, when in contact with atmospheric oxygen and water, produces sulfuric acid, directly affecting water quality [50]. Chemical analysis of water from lakes formed in residual pits after coal mining shows that they are usually contaminated with heavy metals such as iron, cadmium, aluminum, lead, or nickel, or with metalloids - arsenic, selenium, or antimony. pH is a very important parameter, as the activity of metals and metalloids is very strongly dependent on its value [77, 78]. Strongly acidified reservoirs ($\text{pH} < 4$) usually have high concentrations of cationic trace metals (Al^{3+} , Cu^{2+} , Fe^{2+}). In waters with low pH, the predominant anion is sulphate (SO_4^{2-} or HSO_4^-). Reservoirs with near neutral pH tend to have low concentrations of cationic trace metals and may contain significant amounts of bicarbonate (HCO_3^-) in addition to dissolved sulphate. Alkaline reservoirs may have significantly elevated metalloids (As/Se) present in the form of dissolved anions such as HAsO_4^{2-} or SeO_4^{2-} [79]. Water reservoirs in former coal workings are formed under rather difficult conditions (geochemical environment and physical structure of the workings) which means that they

are usually characterized by lower biological activity during their initial period of existence. The development of a biotope is mainly influenced by the chemical factors in the reservoir, such as metal concentration, water pH, water clarity and nutrient levels [80, 81].

Opencast mining drastically affects almost every area of the environment. Flora and fauna, soil, air, and water - all these elements are negatively affected by mining activities, and hundreds of degraded hectares of land pose a serious challenge to the reclamation process. With the use of appropriate solutions for the neutralization of heavy metal-contaminated soils and water in the pit, it is possible to restore the degraded areas to life and for use by the local community [82]. Flooded excavations after coal mining can fulfill three basic functions: serve as a refuge for wildlife, for active and passive recreation, or constitute a fish breeding area. The specific structure of the reservoirs - including steep cliffs and a very limited coastal zone - means that not all species of flora and fauna will find suitable conditions there. The growth rate and range of aquatic macrophytes will also be limited [83]. A common way to use flooded post-mining pits is to transform them into fishing grounds. This requires a number of preparatory works, not only because of the need to ensure the quality of the water itself, but also because of the need for adequate stocking of the reservoir in question [84]. By recreational use of the reservoir, we mean both active recreation (e.g., using water equipment, swimming) and passive recreation (e.g., sunbathing). If the reclamation process succeeds in bringing the water up to current standards for recreational purposes (bathing), it will be completely safe to use the lake. If the physicochemical quality of the water is poor, then recreation can only take place in the area adjacent to the water surface [85]. It is important to remember that while water quality is the biggest concern and challenge in this type of reservoir, other factors affecting user safety such as steep and high banks, and possible great water depth should not be overlooked [86]. Therefore, the use of post-mining water reservoirs as fire protection or retention reservoirs should be considered. The high acidity and metal content prevent the water from being used as drinking water [87].

2.7. Management of Anthropogenic Reservoirs Used for Recreational Purposes

The management of a water reservoir for recreation involves a number of processes related to ensuring both good water quality that meets the standards set by law and a number of activities related to providing infrastructure in the vicinity of the reservoir, which are not strictly defined by law but belong to a broad catalogue of so-called good management practices. It should be borne in mind that many human activities aimed at improving accompanying infrastructure or facilitating leisure and recreation, such as roads, hotels, marinas, catering facilities, can have a negative impact on the environment. Good management of

recreational water bodies is primarily intended to reduce the risk of negative impacts of recreation on the environment, which will occur when the level of human use of the environment is greater than the capacity of the environment to cope with that use [88]. It should not be forgotten that the best management of the water body itself may not be sufficient, as it is also influenced by external factors such as water levels in the catchment area, over which basin managers have little or no control [8].

The efficiency and effectiveness of the management of water reservoirs also depend on the knowledge and understanding of biological interactions taking place in the water. For many years, one of the biggest problems faced by managers of recreational water bodies has been their eutrophication, i.e., excessive enrichment with nutrients, mainly nitrogen and phosphorus [89, 90, 91]. There is a view in the literature that eutrophication is one of the main problems related to water quality [92, 93]. This can lead to a number of harmful biological processes, including excessive algal blooms, which not only affect the appearance and smell of the water but can also result in toxic cyanobacteria blooms [94, 95]. These processes can cause not only serious environmental and social impacts (fish deaths or human poisoning) but also economic ones. Economic losses related to water eutrophication may result, among others, from the lack of recreational use of water, loss of value of the areas adjacent to the lake, and the costs of combating toxic blooms. In the United States, economic costs associated with eutrophic waters are estimated to be \$2.2 billion per year and in Australia \$150-250 million per year [89]. The prevailing view is that shallow waters are more vulnerable (to eutrophic conditions) than deep reservoirs due to the lack of thermal stratification of the water during the summer months. Both artificial and natural deep lakes, which become thermally stratified in summer, act as nutrient reservoirs and do not form dangerous suspended solids [96]. For managers of recreational water reservoirs, the key element is therefore to control and effectively manage the inflow of external nutrients, which boils down to monitoring potentially dangerous sources, such as: runoff from agricultural areas or discharge of sewage [97, 98]. It has been calculated that, on average, each swimmer or bather contributes 0.094 g P per day to the water body [88]. The excessive enrichment of these waters in nitrogen, both from the users themselves and from watercourses and groundwater, especially in the vicinity of agricultural land, is also becoming a problem.

Scientists analyzing the human impact on the aquatic environment remind us that the bathers themselves pose serious risks to themselves. It should be borne in mind that bacteria carried by humans, including *Escherichia coli*, faecal streptococci, *Pseudomonas aeruginosa*, as well as yeasts and fungi, may pose a potential risk to others. One of the primary responsibilities of recreational water body managers is the continuous microbiological monitoring [99] of water. This is the way to avoid many gastrointestinal and respiratory diseases and skin infections [100]. The

shoreline is also often thoughtlessly trampled and degraded by beachgoers, the coastal vegetation is destroyed, as are the breeding grounds of birds. Reservoir managers tend to modify the shoreline too much, so that it no longer resembles its original form [88]. However, it is important to take care of good quality sand on the beach, as numerous studies have shown that it can contain high concentrations of faecal pathogens, pathogenic bacteria, viruses, parasitic nematodes [101], and solid elements that cause minor injuries. Although this is a major concern for water reservoir managers, there are currently no standards for monitoring, sampling, analyzing, or managing beach sand quality [102].

One of the most popular forms of activity at reservoirs is recreational fishing. It is estimated that 10 to 12 percent of the world's population engages in this form of recreation worldwide [103, 104]. For managers of water reservoirs, especially those actively used for recreational fishing, it is very important to determine how many anglers will be fishing at once. This is crucial for determining the stocking level of a given water body, and thus for controlling the fishing economy and the environmental impact of fishing [105, 106]. It is important whether fishing takes place from vessels, piers or directly from the shore, because anglers' preferences and expectations force the managers of water reservoirs to build appropriate infrastructure and, of course, each of these forms of angling may have a negative impact on the environment. Boating or wandering around the shore can disturb coastal habitats, boats with engines can generate too much noise and too high waves, and baits thrown into the water or rubbish left behind can adversely affect the physical and chemical quality of the water itself [107].

3. Results and Discussion

Anthropogenic reservoirs differ in their genesis and potential for later use. Examples of anthropogenic reservoirs and their use can be found in the literature. The selected examples of the use of anthropogenic reservoirs are presented in Table 1. Due to the exploitation method, the relative chemical neutrality of the sand and the physical and chemical properties of the water filling the pit, which to a large extent reflects the properties of water from the surroundings and the catchment area, post-sand excavations are widely used as recreational sites. Of course, the exploitation of sand (as well as any other raw material) has a negative impact on the environment, but researchers also point out the benefits that can arise from this activity. One such benefit is the creation of new water reservoirs that can function as drinking water reservoirs or recreational reservoirs [108]. It is perfectly understandable that not all opencast sand mines are converted into water bodies after the mining process is completed. The reclamation depends on several factors, including, inter alia, lithological, and genetic parameters of the underlying

formations, their physical and chemical properties, relief and, finally, water conditions. It is important for the managers of such water reservoirs to meet all the legal and organizational requirements for reservoirs intended for recreation (including bathing), above all with regard to the physical and chemical safety of the water. However, the literature points out that people who use water actively (bathing or participating in water sports) pay a lot of attention to the aesthetic effects of water - its color, turbidity, or transparency - which for them are the main determinants of water quality. They are not able to verify its physico-chemical properties, but recognize that if the water is clean, clear, and odorless, it is fit for recreation [109]. In the case of regular, gently sloping coastlines, it does not require much preparation to establish safe bathing places. The lakes created on the area of former sand exploitation, with relatively uncomplicated preparatory works, may become naturally valuable and attractive recreation places from the point of view of inhabitants. Anthropogenic reservoirs intended for recreation require not only care for good water quality, but also proper preparation of the adjacent terrain. It is necessary to systematically clean the sand of physical impurities - garbage, cigarette butts, leaves, etc. These activities, in turn, require the owners or managers of water reservoirs to secure adequate financial resources, which means that these activities should be designed and planned in advance [110]. It seems that an important aspect of water protection is that when planning the use of a reservoir for recreational purposes, the arrangement and layout of the various functional zones should be properly planned: recreational (beach and bathing area), sports (sports fields), services (catering, accommodation), parking, landscape, etc. It is also necessary to develop a network of sanitary facilities for the lake users so that they do not contribute to the deterioration of water quality by urinating into water. When creating these facilities, the needs and expectations of different users should be taken into account, taking into account their age or degree of disability [66]. The development of recreation infrastructure, not only the one directly in contact with the water reservoir, but also the one located at a distance, corresponds to the definition of water-based tourism, which also takes place in the areas surrounding the lakes [111]. It is also necessary to set the daily visitor limits, in other words to determine how many people can simultaneously use various forms of recreation without causing damage to the aquatic environment and terrestrial ecosystems, and what form of activity may cause threats to the water body (e.g., using boats with internal combustion engines). The periods of maximum environmental load, when the risk of water contamination is the highest, and the periods of occasional use, when human activity is unlikely to have a negative impact on the environment, should be taken into account [112]. The maximum number of boats with internal combustion engines, motorboats and jet-skis that can travel on the

water body at the same time should be determined. Exceeding the maximum number of boats not only causes a direct danger to other users, such as those who bathe or engage in other water sports but can also adversely affect the parameters of water (fuel and oil spills), near-shore and shore area [113]. Waves generated by motorboats, which depending on speed range from a few to several dozen centimeters, can significantly accelerate shoreline erosion and also affect submerged and surface macrophytes by physically damaging them (propellers and hulls) or affecting them by generating increased water turbidity. Based on the above considerations, Table 2 presents criteria for water bodies formed after surface mining operations for their suitability for recreational purposes. The basic information shown in the table should be collected and considered by future administrators before they begin to adapt and operate the facility.

4. Conclusions

Based on the database review, typical anthropogenic water reservoirs were analyzed. Information was collected on their structure, general properties, and the possibility of using them for recreational purposes. This paper provides a compendium of knowledge, useful for both administrators and users of the discussed facilities. The individual elements of the considered problem related to the economic potential of recreational use of anthropogenic reservoirs were analyzed and synthesized. Artificial floodplains or lakes created in urban and industrial areas as a result of open-cast mining activities were discussed. The scope of the knowledge and topics covered is large, there is a lot of information in one place, and the paper provides a compressed compendium of essential facts.

Table 2. Basic criteria for a post-mining reservoir and its surroundings for recreational purposes

Suggested review of the facility's qualifying values for recreational use prior to adaptation:		Notes:
Surrounding	- current land use	- access to road infrastructure, public transport.
	- planned land development	- analyze the possibility of development of communication infrastructure - evaluate the accessibility of the site taking into account the topography of the terrain
	- capacity of the facility	- determine the amount of floatation equipment and the number of users who can safely stay at the facility
	- identification of biological life	- occurrence of plants and animals, including protected and endangered species
Water	- determination of chemical composition - pH determination - visual color assessment - limpidness - degree of opacity - scent	- Necessary physical and chemical tests must be conducted before a decision is made to use the reservoir for recreational purposes
	- identification of aquatic biological life	- occurrence of aquatic plants and animals and phytoplankton, including protected and endangered species
Geological structure and location of the reservoir	- shoreline falling gently	- in places of planned beaches, the slope of the ground going down to the bottom of the reservoir from the shoreline should not be stepped
	- sandy areas	- can be planned under the organization of natural beaches
	- geology	- assess the impact of surrounding rocks and remnants of human activity on the potential for contamination of the environment and the waters of both the catchment and the reservoir
	- catchment area	- evaluate the influence of tributaries and underground supply of water to the reservoir on its quality
Economical	- evaluate the cost of maintaining the facility and good water quality in the reservoir	- take into account the costs of maintenance of sanitary infrastructure, service, waste disposal, energy costs

The origin of a water reservoir is of great importance in terms of its operation, maintenance costs, and methods of combating or preventing threats resulting from natural and anthropogenic conditions. The influence of such factors as the geological structure of the catchment area, the type of tributaries, and the possibility of water outflow is of crucial importance, yet often overlooked, for the caretakers of recreational facilities. Water reservoirs in former sand or gravel pits, although they are relatively young ecosystems, can be important for biodiversity protection and recreation. They can also pose a serious threat to biological and human life through the accumulation and re-emission of harmful pollutants.

REFERENCES

- [1] Cassardo C, Antony J, Jones A. 2011. Managing Water in a Changing World. *Water*, vol. 3, pages 618-628. <https://doi.org/10.3390/w3020618>
- [2] Jackson R, Carpenter S, Dahm C, McKnight D, Naiman R, Postel S, Running S. 2001. Water in Changing World. *Ecological Applications*, vol. 11, pages 1027-1045. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1027:WIACW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1027:WIACW]2.0.CO;2)
- [3] McDonalds C, Rover J, Stets E, Striegl R. 2012. The regional abundance and size distribution of lakes and reservoirs in the United States and implications for estimates of global lake extent. *Limnology and Oceanography*, vol. 57, pages 597-606. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.2.0597>
- [4] Seekell D, Pace M, Tranvik L, Verpoorter Ch. 2013. A fractal - based approach to lake size - distributions. *Geophysical Research Letters*, vol. 40, pages 517-521. <https://doi.org/10.1002/grl.50139>
- [5] Ringler C, Karelina Z, Pandya-Lorch R. 2011. Emerging Country Strategies for Improving Food Security: Linkages and Trade-Offs for Water and Energy Security. Bonn 2011 Conference: The Water, Energy, and Food Security, Nexus, Bonn, Germany, 17 Nov. http://www.fewlbexus.uct.ac.za/sites/default/files/image_tool/images/91/Ringler%20et%20al.%202011_emerging_countr_y_strategies_for_improving_food_security.pdf
- [6] Wang X, Zhang J, Shahid S, Guan E, Wu Y, Gao J & He R. 2016. Adaptation to climate change impacts on water demand. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, vol. 21, pages 81-99. DOI: 10.1007/s11027-014-9571-6.
- [7] Williams J, Ryan B. 2003. A National Survey of Water-Based Leisure Activities in Ireland. www.esri.ie/pubs/BKMNEXT62.pdf (dostęp 28.12.2020, godz. 23.20).
- [8] Breen B, Curtis J, Hynes S. 2018. Water quality and recreational use of public waterways. *Journal of Environmental Economics and Policy*, vol. 7, page 1-15.
- [9] Dorevitch S, DeFlorio-Barker A, Jones R, Liu L. 2015. Water Quality as a Predictor of Gastrointestinal Illness Following Incidental Contact Water Recreation. *Water Research*, 2015, vol. 83, pages 94-103. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.028>
- [10] Lee L, Lee Y. 2015. The Impact of Water Quality on the Visual and Olfactory Satisfaction of Tourists. *Ocean and Coastal Management*, vol. 105, pages 92-99. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.12.020>
- [11] Völker S, Kistemann T. 2011. The Impact of Blue Space on Human Health and Well-Being-Salutogenetic Health Effects of Inland Surface Waters. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 214, pages 449-460. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.05.001>
- [12] Zhong S, Geng Y, Qian Y, Chen W, Pan H. 2019. Analyzing ecosystem services of freshwater lakes and their driving forces: the case of Erhai Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, pages 10219-10229. DOI: 10.1007/s11356-019-04476-9
- [13] Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC Official Journal of the European Union, L 64/37, 4.3.2006.
- [14] Fujioka R, Solo-Gabriele H, Byappanahalli M, Kirs M. 2015. U.S. Recreational Water Quality Criteria: A Vision for the Future. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 12, pages 7752-7776. doi:10.3390/ijerph120707752
- [15] Briciu-Burghina C, Heery B, Duffy G, Brabazon D, Regan F. 2019. et al.: Demonstration of an optical biosensor for the detection of faecal indicator bacteria in freshwater and coastal bathing areas. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, vol. 411, pages 7637-7643. [Doi.org/10.1007/s00216-019-02182-6](https://doi.org/10.1007/s00216-019-02182-6).
- [16] Barnett M, Jackson-Smith D, Heaffner M. 2018. Influence of recreational activity on water quality perceptions and concerns in Utah: A replicated analysis. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, vol. 22, pages 26-36. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jort.2017.12.003>
- [17] Heaney D, Sams E, Wing S, Marshall S, Brenner K, Dufour A, Wade T. 2009. Contact With Beach Sand Among Beachgoers and Risk of Illnes. *American Journal of Epidemiology*, vol. 170, pages 164-172. <https://doi.org/10.1093/aje/kwp152>
- [18] Vogel C, Rogerson A, Schatz S, Laubach H, Tallman A, Fell J. 2007. Prevalence of yeasts in beach sand at three bathing beaches in south Florida. *Water Research*, 2007, vol. 41, pages 1915-1920. DOI: 10.1016/j.watres.2007.02.010
- [19] Kelly E, Feng Z, Gidley M, Sinigalliano Ch, Kumar N, Donahue A, Reniers A, Solo-Gabriele H. 2018. Effect of beach management policies on recreational water quality. *Journal of Environmental Management*, vol. 212, pages 266-277. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.012>
- [20] Schiff K, Weisberg S, Dorsey H. 2001. Microbiological Monitoring of Marine Recreational Waters in Southern California. *Environmental Auditing*, vol. 27, pages 149-157. DOI: 10.1007/s002670010140
- [21] McPhail C, Stidson R. 2009. Bathing water signage and predictive water quality models in Scotland. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 2009, vol. 12, pages

- 183-186. <https://doi.org/10.1080/14634980902907540>
- [22] Higgs E. 2017. Novel and designed ecosystems. *Restoration Ecology*, vol. 25, pages 8-13.
- [23] Seelen L, Teurlincx S, Bruinsma J, Huijsmans T, Donk E, Lurling M, de Senerpont Domis L. 2021. The value of novel ecosystems: Disclosing the ecological quality of quarry lakes. *Science of Total Environment*, vol. 769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144294>
- [24] Absalon D, Matysik M, Woźnica A, Łozowski B, Jarosz W, Urbańczyk R, Babczyńska A, Pasierniński A. 2020. Multi-Faceted Environmental Analysis to Improve the Quality of Anthropogenic Water Reservoirs. *Sensors MDPI*, vol. 20, 2626. <https://doi.org/10.3390/s20092626>
- [25] Gaidin A. 2011. Transformation of Quarries to Lakes. *Russian Meteorology and Hydrology*, vol. 37, pages 485-494. DOI: 10.3103/S1068373912070084
- [26] Blanchette M, Lund M. 2016. Pit lakes are a global legacy of mining: an integrated approach to achieving sustainable ecosystems and value for communities. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 23, pages 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.11.012>
- [27] Zielonka-Halczyńska A. 2021. Miejskie Centrum Kultury i Sportu w Jaworznie, Od ponad pół wieku... <https://mckis.jaworzno.pl/od-ponad-pol-wieku/> (Accessed 14 February 2022).
- [28] Kessler A, Ostfeld A, Sinai G. 1998. Detecting accidental contaminations in municipal water networks. *Journal of Water Resources and Planning Management*, vol. 124, pages 192-198. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1998\)124:4\(192\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1998)124:4(192))
- [29] Lagarde F, Jaffrezic-Renault N. 2010. Cell-based electrochemical biosensors for water quality assessment. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, vol. 400, pages 947-964. DOI: 10.1007/s00216-011-4816-7
- [30] Gnyubkin V. 2009. An early warning system for aquatic environment state monitoring based on an analysis of mussel valve movements. *Russian Journal of Marine Biology*, vol. 35, pages 431-436.
- [31] Bernd A, Markert, Anton M, Breure, Harald G. 2003. Zechmeister, Chapter 1 Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment, Trace Metals and other Contaminants in the Environment, Elsevier, Volume 6, Pages 3-39, [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80131-5](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80131-5).
- [32] Boehm A, Soller J. 2020. Refined ambient water quality thresholds for human-associated fecal indicator HF183 for recreational waters with and without co-occurring gull fecal contamination. *Microbial Risk Analysis*, vol. 16. <https://doi.org/10.1016/j.mran.2020.100139>
- [33] Proposito P, Burratti L, Venditti I. 2020. Silver Nanoparticles as Colorimetric Sensors for Water Pollutants. *Chemosensors MDPI*, 8,26. <https://doi.org/10.3390/chemosensors8020026>
- [34] Rzętała M, Jaguś A. 2012. New lake district in Europe: origin and hydrochemical characteristics. *Water and Environmental Journal*, vol. 26, pages 108-117. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2011.00269.x>
- [35] Duis K, Oberemm A. 2001. Aluminium and calcium — Key factors determining the survival of vendace embryos and larvae in post-mining lakes? *Limnologica*, vol. 31, issue 1, April 2001, Pages 3-10 [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(01\)80040-2](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(01)80040-2)
- [36] Nixdorf B, Krumbek H, Jander J, Beulker C. 2003. Comparison of bacterial and phytoplankton productivity in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. *Acta Oecologica*, vol. 24, pages 281-288. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00031-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00031-6)
- [37] Strzodka M, Claus R, Preuss V, Thurmer K, Viertel K. 2016. Advanced treatment of pit lakes using limestone and carbon dioxide. *Proceedings International Mine Water Association (IMWA)*. https://www.imwa.info/docs/imwa_2016/IMWA2016_Strzodka_155.pdf
- [38] Denimal S, Bertrand C, Mudry J. 2005. Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzey–Montceau-les-Mines coal basin (Massif Central, France): origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry*, vol. 20, pages 825-839. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.11.015>
- [39] Espana J, Pamo E, Pastor E, Ercilla M. 2008. The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: An approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. *Applied Geochemistry*, vol. 23, pages 1260-1287. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.12.036>
- [40] Pokorny J, Hauser V. 2002. The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. *Ecological Engineering*, vol. 18, pages 555-574. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00020-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00020-4)
- [41] Moser M, Weisse T. 2011. The most acidified Austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica*, vol. 41, pages 303-315. doi:10.1016/j.limno.2011.01.002
- [42] Mantero J, Thomas R, Holm E, Raaf C, Vioque I, Ruiz-Canovas C, Garcia-Tenorio R, Forsell-Aronsson E, Isaksson M. 2020. Pit lakes from Southern Sweden: natural radioactivity and elementary characterization. *Scientific Reports*, vol. 10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70521-0>
- [43] Mudd G, Petterson J. 2010. Continuing pollution from the Rum Jungle U–Cu project: A critical evaluation of environmental monitoring and rehabilitation. *Environmental Pollution*, vol. 158, pages 1252-1260. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.017>
- [44] Tucci N, Gammons Ch. 2015. Influence of Copper Recovery on the Water Quality of the Acidic Berkeley Pit Lake, Montana, USA *Environmental Science & Technology*, vol. 49, pages 4081-4088. <https://doi.org/10.1021/es504916n>
- [45] Giesy J, Anderson J, Wiseman S. 2010. Alberta oil sands development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*, 2010, vol. 107, pages 951-952. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912880107>
- [46] Hakkou R, Benzaazoua M, Bussiere B. 2016. Valorization of phosphate waste rocks and sludge from the Moroccan phosphate mines: Challenges and perspectives. *Procedia Engineering*, vol. 138, pages 110-118. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.02.068>

- [47] Salbu B, Burkitbaev M, Stromman G, Shishkov I, Kayukov P, Uralbekov B, Rosseland B. 2013. Environmental impact assessment of radionuclides and trace elements at the Kurday U mining site, Kazakhstan. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 123, pages 14-27.
- [48] Skipperud L, Stromman G, Yunusov M, Stegnar P, Uralbekov B, Tilloboev H, Zjaajev G, Heire L, Rosseland B, Salbu B. 2013. Environmental impact assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 123, pages 50-62. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.05.007>
- [49] Ferrari C, de Azevedo H, Wisniewski M, Rodgher S, Roque S, Nascimento M. 2015. An Overview of an Acidic Uranium Mine Pit Lake (Caldas, Brazil): Composition of the Zooplankton Community and Limnochemical Aspects. *Mine Water Environmental*, vol. 34, pages 343-351. DOI 10.1007/s10230-015-0333-9
- [50] Molenda T, Ciupa T, Suligowski R. 2020. The properties of reservoir water in post mining excavations of Cambrian and Devonian quartzite sandstones (Holy Cross Mountains). *Environmental Earth Sciences*, vol. 79. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09054-8>.
- [51] Soni A, Mishra B, Singh S. 2014. Pit lakes as an end use of mining: A review. *Journal of Mining and Environment*, vol. 5, pages 99-111. <https://doi.org/10.22044/jme.2014.326>
- [52] Kadoya T, Akasaka M, Aoki T, Takamura N. 2011. A proposal of framework to obtain an integrated biodiversity indicator for agricultural ponds incorporating the simultaneous effects of multiple pressures. *Ecological Indicators*, vol. 11, pages 1396-1402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.001>
- [53] Oertli B, Joye D, Castella E, Juge R, Does, Cambin D, Lachavanne J. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, vol. 104, pages 59-70. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9)
- [54] Kwiatkowska-Malina J, Wyszomierska M. 2014. Zagospodarowanie obszarów po eksploatacji kruszywnaturalnych na przykładzie złoża SITNO w gminie Rzewnie (Redevelopment of natural aggregates post-mining areas: the Sitno deposit case study) (in Polish). *Infrastructure and Ecology of rural areas*, vol. 2, pages 705-717. DOI: <http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2014.2.3.052>
- [55] Koj J. 2011. Obiekty przemysłowe jako czynniki rozwoju regionu w turystyce i rekreacji (POST-Industrial objects as the factors of regional development in tourism and recreation) (in Polish). *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego*, vol. 690, pages 95-108. http://www.wziew.pl/zn/690/ZN_690.pdf#page=9786.
- [56] Doupe R, Lymbery A. 2005. Environmental Risks Associated with Beneficial End Uses of Mine Lakes in Southwestern Australia. *Mine Water and the Environment*, vol. 24, pages 134-138. <https://doi.org/10.1007/s10230-005-0084-0>
- [57] Zhou T, Nijssen B, Gao H, Lettenmaier. 2016. The Contribution of Reservoirs to Global Land Surface Water Storage Variations. *Journal of Hydrometeorology*, vol. 17, pages 309-325. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-15-0002.1>
- [58] Nestler P, Stoll D. 2001. Stabilisation of bank slopes that are prone to liquefaction in ecologically sensitive areas. *Waste Management*, vol. 21, issue 2, pages 153-159.
- [59] Schultze M, Pokrandt K, Hille W. 2010. Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica*, vol. 40, issue 2, pages 148-155. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.006>
- [60] Sahu P, Lokhande R. 2015. An Investigation of Sinkhole Subsidence and its Preventive Measures in Underground Coal Mining. *Procedia Earth and Planetary Science*, 2015, vol. 11, pages 63-75. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.06.009>
- [61] Castro J, Moore J. 2000. Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. *Environmental Geology*, vol. 39, pages 1254-1260. <https://doi.org/10.1007/s002549900100>
- [62] Gammons Ch, Harris L, Castro J, Cott P, Hanna B. 2009. Creating Lakes from Open Pit Mines: Processes and Considerations, Emphasis on Northern Environments. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. https://digitalcommons.mtech.edu/geol_engr/2/
- [63] Weber A. 2020. Surrounded by Pit Lakes: New Landscapes After Lignite Mining in the Former German Democratic Republic. *Mine Water and the Environment*, 2020, vol. 39, pages 658-665. <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00696-5>
- [64] Wällstedt T, Borg H, Meili M, Morth C. 2008. Influence of liming on metal sequestration in lake sediments over recent decades. *Science of The Total Environment*, vol. 407, pages 405-417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.062>
- [65] Lienhoop N, Messner F. 2009. The economic value of allocating water to post-mining lakes in East Germany. *Water Resour Manage*, vol. 23, pages 965-980. DOI 10.1007/s11269-008-9309-x50.
- [66] Kalybekov T, Sandibekov M, Rysbekov K, Zhakypbek Y. 2019. Substantion of ways to reclaim the space of the previously mined-out quarries for the recreational purposes. *E3S Web of Conferences*, 2019, vol 123, Ukrainian School of Mining Engineering. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201912301004>
- [67] Mollema P, Antonelli M, Dinelli E, Greggio N, Stuyfzand. 2015. The influence of flow-through saline gravel pit lakes on the hydrologic budget and hydrochemistry of a Mediterranean drainage basin. *Limnology and Oceanography*, vol. 60, pages 2009-2025. doi: 10.1002/lno.10147
- [68] Mollema P, Antonellini M. 2016. Water and (bio)chemical cycling in gravel pit lakes: A review and outlook. *Earth-Science Reviews*, vol. 159, pages 247-270. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.05.006>
- [69] Dulias R. 2010. Landscape planning in areas of sand extraction in the Silesian Upland, Poland. *Landscape and Urban Planning*, vol. 95, pages 91-104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.12.006>

- [70] Sondergaard M, Lauridsen T, Johansson L, Jeppesen E. 2018. Gravel pit lakes in Denmark: Chemical and biological state. *Science of The Total Environment*, vol. 612, pages 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.163>
- [71] Marques E, Sella S, de Mello W, Lacerda L, Silva-Filho E. 2008. Hydrogeochemistry of Sand Pit Lakes at Sepetiba Basin, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 189, pages 21-36. DOI 10.1007 / s11270-007-9550-6E.
- [72] Muellegger Ch, Weilhartner A, Battin T, Hofmann T. 2013. Positive and negative impacts of five Austrian gravel pit lakes on groundwater quality. *Science of The Total Environment*, 2013, vol. 443, pages 14-23. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.097>
- [73] Younger P, Wolkersdorfer Ch. 2004. Mining Impacts on the Fresh Water Environment: Technical and Managerial Guidelines for Catchment Scale Management. *Mine Water and the Environment*, vol. 2004, pages 2-80. <https://doi.org/10.1007/s10230-004-0028-0>.
- [74] Sollie S, Janse J, Mooij W, Coops H, Verhoeven J. 2008. The Contribution of Marsh Zones to Water Quality in Dutch Shallow Lakes: A Modeling Study. *Environmental Management*, vol. 42, pages 1002-1016. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9121-7>
- [75] Welch E, Cooke D. 2005. Internal Phosphorus Loading in Shallow Lakes: Importance and Control. *Lake and Reservoir Management*, vol. 21, pages 209-217. <https://doi.org/10.1080/07438140509354430>.
- [76] Zhao T, Grenouillet G, Pool T, Tudesque L, Cucherousset J. 2016. Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 25, pages 412-421. <https://doi.org/10.1111/eff.12222>
- [77] Svoboda I, Pecharova E, Prikryl I, Kasparova I. 2008. The Development of Future Lakes in Opencast Mine Residual Pits in the Krušné Mountain Region of the Czech Republic. Project of the Czech Science Foundation. https://www.imwa.info/docs/imwa_2008/IMWA2008_104_Svoboda.pdf
- [78] Wollmann K, Deneke R, Nixdorf B, Packroff G. 2000. Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). *Hydrobiologia*, vol. 433, pages 3-14. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1004060732467>
- [79] Nordstrom D. 2011. Mine Waters: Acidic to Circumneutral. *Elements*, vol. 7, pages 393-398. <https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.393>
- [80] Eary L. 1999. Geochemical and equilibrium trends in mine pit lakes. *Applied Geochemistry*, vol. 14, pages 963-987. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(99\)00049-9](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(99)00049-9)
- [81] Castendyk D, Webster-Brown J. 2006. Geo-chemical prediction and remediation options for the proposed Martha Mine Pit Lake, New Zealand. 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) Proc., American Society of Mining Reclamation. (ASMR), Lexington, Kentucky, pages 306-324. http://mwenv.info/docs/imwa_2006/0306-Castendyk-NY.pdf
- [82] Dimitrakopoulos D, Vasileiou E, Stathopoulos N, Dimitrakopoulou S. Estimation of the qualitative characteristics of post mining lakes in different lignite fields in Greece. *Mining Meets Water – Conflicts and Solutions*, 2016, pages 219-226. https://www.imwa.info/docs/imwa_2016/IMWA2016_Dimitrakopoulos_229.pdf
- [83] Worlanyo A, Jiangfeng L. 2021. Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: a review. *Journal of Environmental Management*, vol. 279. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111623>
- [84] Bylak A, Rak W, Wojcik M. 2019. Analysis of Macro-benthic Communities in a Post-Mining Sulphur Pit Lake (Poland). *Mine Water and the Environment*, vol. 38, pages 536-550. <https://doi.org/10.1007/s10230-019-00624-2>
- [85] Rümmler F, Ritterbusch D, Schiewe S, Fullner G, Erschließung Neuer Ressourcen Für Die Sächsische Fischerei Durch Maränenbewirtschaftung Von Tagebaurestseen. *Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft*, 2005, vol. 10, pages 54-151. https://scholar.google.com/scholar?cluster=13617635564909910641&hl=pl&as_sdt=0,5
- [86] McCullough Ch, Schultze M, Vandenberg J. 2020. Realizing Beneficial End Uses from Abandoned Pit Lakes. *Minerals*, vol. 10, p. 133. <https://doi.org/10.3390/min10020133>
- [87] Carlino A, McCullough C. 2019. Modelling the long-term water balance of a pit lake with recreational end uses. In *Proceedings of the Fourteenth International Conference on Mine Closure*, Perth, Australia, 3-5. https://papers.acg.uwa.edu.au/p/1915_110_Carlino/
- [88] Schultze M, Rinke K, Brode E, Benthaus F. 2019. Wasserqualität in Als Speicher Genutzten Tagebauseen. *Wasserwirtschaft*, vol. 109, pages 38-41. <https://www.springerprofessional.de/wasserqualitaet-in-als-speicher-genutzten-tagebauseen/16693014?fulltextView=true&doi=10.1007%2Fs35147-019-0040-8>
- [89] Dokulil M. 2013. Environmental Impacts of Tourism on Lakes. *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, vol. 2, pages 81-88. DOI 10.1007/978-94-007-7814-6_7
- [90] Wagner T, Erickson L. 2017 Sustainable Management of Eutrophic Lakes and Reservoirs. *Journal of Environmental Protection*, vol. 8, pages 436-463. <https://doi.org/10.4236/jep.2017.84032>
- [91] Salerno F, Viviano G, Carraro E, Manfredi E, Lami A, Musazzi S, Marchetto A, Guyennon N, Tartari G, Copetti D. 2014. Total phosphorus reference condition for subalpine lakes: A comparison among traditional methods and a new process-based watershed approach. *Journal of Environmental Management*, vol. 145, pages 94-105. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.011>
- [92] Oliver S, Corburn J, Ribeiro H. 2019. Challenges Regarding Water Quality of Eutrophic Reservoirs in Urban Landscapes: A Mapping Literature Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 16. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010040>
- [93] Davidson K, Gowen J, Harrison P, Fleming L, Hoagland P, Moschonas G. 2014. Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. *Journal of Environmental Management*, vol. 146, pages 206-216. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.002>

- [94] Mendiondo E. 2014. Global Review of Lake and Reservoir Eutrophication and Associated Management Challenges. <https://pdfs.semanticscholar.org/ea08/890880ff40186f28dbbc463c72dd1f48f1bf.pdf>
- [95] Smith V. 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems a Global Problem. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 10, pages 126-139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- [96] McNeary W, Erickson L. 2013. Sustainable Management of Algae in Eutrophic Ecosystems. *Journal of Environmental Protection*, vol. 4, pages 9-19. <https://doi.org/10.4236/jep.2013.411A002>
- [97] Dokulil M, Herzig A, Somogyi B, Voros L, Donabaumc K, Mayd L, Nigese T. 2012. Winter conditions in six European shallow lakes: a comparative synopsis. *Estonian Journal of Ecology*, vol. 63, pages 111-129. doi: 10.3176/eco.2014.3.01. http://real.mtak.hu/27066/1/DokulilM_et al_OA.pdf
- [98] Yuan Y, Locke M, Bingner R, Rebich R. 2013. Phosphorus losses from agricultural watersheds in the Mississippi Delta. *Journal of Environmental Management*, 2013, vol. 115, pages 14-20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.028>
- [99] Kozlov A, Kuposova N, Uromova I, Krotova E, Matveeva A, Polyakova N, "The Level of Ecological and Hydrobiological Indicators in the Cheboksary Reservoir," *Environment and Ecology Research*, Vol. 9, No. 5, pp. 235 - 241, 2021. DOI: 10.13189/eer.2021.090504.
- [100] Smith V, Tilman G, Nekola J. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, vol. 100, pages 179-196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- [101] Turgeon P. 2012. Monitoring Recreational Waters: How to Integrate Environmental Determinants. *Journal of Environmental Protection*, vol. 3, pages 798-808. DOI: 10.4236/jep.2012.328095
- [102] Phillips M, Solo-Gabriele M, Piggot A, Klaus J, Zhang Y. 2011. Relationships between sand and water quality at recreational beaches. *Water Research*, vol. 45, pages 6763-6769. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.028>
- [103] Sabino R, Rodrigues R, Costa I, Carneiro C, Cunha M, Duarte A, Faria N, Ferreira C, Gargaté M, Júlio C, Martins M, Nevers M, Oleastro M, Solo-Gabriele H, Veríssimo C, Viegas C, Whitman R, Brandão J. 2014. Routine screening of harmful microorganisms in beach sands: Implications to public health. *Science of The Total Environment*, vol. 472, pages 1062-1069. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.091>
- [104] Font T, Lloret J. 2014. Biological and Ecological Impacts Derived from Recreational Fishing in Mediterranean Coastal Areas. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, vol. 22, pages 73-85. <https://doi.org/10.1080/10641262.2013.823907>
- [105] Cooke S, Cowx I. 2004. The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises. *BioScience*, vol. 54, pages 857-859. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0857:TRORFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0857:TRORFI]2.0.CO;2)
- [106] Pope K, Powell A, Harmon B, Peeg M, Chizinski Ch. 2017 Estimating the number of recreational anglers for a given waterbody. *Fisheries Research*, 2017, vol. 191, pages 69-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2017.03.004>
- [107] Lewin W-Ch, Arlinghaus R, Mehner T. 2006. Documented and Potential Biological Impacts of Recreational Fishing: Insights for Management and Conservation. *Reviews in Fisheries Science*, vol. 14, pages 305-367. <https://doi.org/10.1080/10641260600886455>
- [108] Gavriletea M. Environmental Impacts of Sand Exploitation. *Analysis of Sand Market. Sustainability*, 2017, vol. 9. <https://doi.org/10.3390/su9071118>
- [109] West A, Nolan J, Scott T. 2016. Optical water quality and human perceptions: a synthesis. *Wires water*, vol. 3, pages 167-180. <https://doi.org/10.1002/wat2.1127>
- [110] Rahmonov O, Szczypek T, Pirozhnik I. 2019. Ecological and recreational and tourist functions of small anthropogenic reservoirs in post-industrial landscapes. *Acta Geographica Silesiana*, vol. 13, pages 13-25. <http://hdl.handle.net/20.500.12128/12025>
- [111] Hall C, Härkönen T. 2021 Lake tourism: an introduction to lacustrine tourism systems. Accessed on 31.03.2021 at 00:48. [http://www.microlinkcolleges.net/elib/files/undergraduate/Tourism%20&%20Hotel%20Management/Lake%20Tourism%20\(2006\).pdf#page=17](http://www.microlinkcolleges.net/elib/files/undergraduate/Tourism%20&%20Hotel%20Management/Lake%20Tourism%20(2006).pdf#page=17)
- [112] Lantsova I, Grigor'eva I, Tikhomirov O. 2005. Geoenvironmental Problems of Recreational Use of the Ivankovo Reservoir. *Water Resources*, vol. 32, pages 107-113. <https://click.endnote.com/viewer?doi=10.1007%2Fs11268-005-0015-2&token=WzMwNjExNjAsIjEwLjEwMDcvzExMjY4LTAwNS0wMDElLTliXQ.FxOuQBq8OnVIbigEYDIg5uW0iQ>
- [113] Asplund T. 2000. The effects of motorized watercraft on aquatic ecosystems. University of Wisconsin, Madison. http://www.trpa.org/wp-content/uploads/2010-WI-Dept-of-Natural-Resources_UW-Boats-effects-on-ecosystems.pdf Access 30.03.2021

OŚWIADCZENIE KANDYDATA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Sebastian Kuś
imię i nazwisko

43-600 Jaworzno, ul. Krakowska 8
adres do korespondencji

48 668840363
nr telefonu

Sebastian.kus@us.edu.pl
adres e-mail

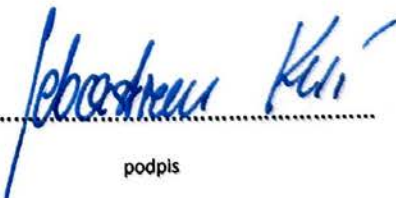
A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills.
Environment and Ecology Research 10(3): 385-391, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100306

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Sebastian Kuś, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Pisanie i przygotowanie rozdziałów: 1, 2.2, 3, 4, 5, 6. Przeprowadzanie pomiarów za pomocą analizatora TESTO 330-2 LX, opracowanie i opis otrzymanych wyników. Samodzielne postawienie wniosków na podstawie przeprowadzonych analiz i wykonanych pomiarów oraz pisanie tekstu rozdziale Wnioski.

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych, wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)


.....
podpis

OŚWIADCZENIE WSPÓŁAUTORA

O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023

miejsowość, data

Iwona Jelonek

imię i nazwisko

41-200 Sosnowiec, ul. Będzińska 60

adres do korespondencji

(32) 3689 498

nr telefonu

iwona.jelonek@us.edu.pl

adres e-mail

A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills.
Environment and Ecology Research 10(3): 385-391, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100306

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Sebastian Kuś, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek

imiona i nazwiska autorów publikacji

Pisanie i przygotowanie rozdziału: 7. Conclusions. Przygotowanie rysunków i tabel. Wykonanie analiz petrograficznych.

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych, wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)



podpis

OŚWIADCZENIE WSPÓŁAUTORA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Zbigniew Jelonek
imię i nazwisko

43-600 Jaworzno, ul. Duboisa 21
adres do korespondencji

692938206
nr telefonu

Zbigniew.jelonek@us.edu.pl
adres e-mail

A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills.
Environment and Ecology Research 10(3): 385-391, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100306

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Sebastian Kuś, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Głównym wkładem w przygotowanie artykułu do publikacji była jego edycja oraz uporządkowanie całości tekstu artykułu, rysunków i tabel. Pisanie elementów dotyczących przygotowania próbek do badań petrograficznych w rozdziale 2. „Methods and Results”. Kontakt z redakcją (autor korespondencyjny).

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych,
wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)



podpis

A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills

Sebastian Kuś, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek*

Faculty of Natural Sciences, University of Silesia in Katowice, ul. Będzińska 60, 41-200 Sosnowiec, Poland

Received March 17, 2022; Revised April 18, 2022; Accepted May 23, 2022

Cite This Paper in the following Citation Styles

(a): [1] Sebastian Kuś, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek, "A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills," *Environment and Ecology Research*, Vol. 10, No. 3, pp. 385 - 391, 2022. DOI: 10.13189/eer.2022.100306.

(b): Sebastian Kuś, Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek (2022). *A Relative Relationship between Low-Stack Emissions and the Quality of Fuels Used in Heating Boilers and Grills*. *Environment and Ecology Research*, 10(3), 385 - 391. DOI: 10.13189/eer.2022.100306.

Copyright©2022 by authors, all rights reserved. Authors agree that this article remains permanently open access under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0 International License

Abstract Fuel combustion conditions in modern boilers are currently fully automated. Controlling the combustion process with preset parameters with an appropriate air distribution adapted to the type of fuel ensures maximum use of fuel properties. Combustion of heating materials in such controlled conditions allows to minimally affect the environment of emitted flue gases and solid residues (ashes). Unfortunately, the best boiler with the best regulator will not provide optimal combustion conditions without good fuel quality. Contaminated biomass (pellets, wood chips, wood) with plastic, fossil coal, colored metals not only effectively affects the low emission burden, but also the failure rate of boilers. Analogically, the use of poor-quality solid fossil fuels translates into the formation of smog and sometimes irreparable damage to CO equipment. According to the authors of the study, in which the combination of low and medium power boilers with dedicated tested fuels to a given type of heating installation will ensure maximum reduction of low emissions. In the summer period, we can observe the phenomenon of fog caused by the use of grill fuels to prepare dishes. In case of high insolation and accumulation of devices (grills), e.g., on plots, recreational areas, smog phenomenon may also occur. The more the grills are polluted, the more the combustion fumes are burdensome and harmful for users of both active and passive barbecues. Based on the analysis of flue gases from the combustion of charcoal and charcoal briquettes, it can

be stated that their particulate matter emissions, which are mainly responsible for the formation of smog, range from about 110 mg/m³ to 280 mg/m³. It was found that charcoal briquettes show extremely high emission levels for both PM 2.5 and PM 10 and other compounds emitted during the combustion process. Optical analyses performed on fuels used in household furnaces revealed, in the case of the samples analyzed, a low content of additives such as plastics and metals; the only significant and unnecessary component in all the fuels analyzed was the mineral matter.

Keywords Combustion, Solid Fuels, Grilling, Emissions

1. Introduction

The list of combustible energy carriers contributing to so-called low-stack emissions (dust and volatile matter) is very long. This ranges from simple campfires, through barbecues, household boilers and stoves to residential waste burning. Low-stack emissions during the summer seasons are not as widely discussed as the ones in cold (heating) seasons, as smoke from fuel combustion is less troublesome. While smog, the most dangerous product of low-stack emissions, is relatively rare during summer months. It is a familiar sight for many residents of

single-family house communities who inhale exhaust gases from water heaters, especially in the evenings (Fig.1a). Individual households, where old-type boilers were adapted to burning any available combustible material for heating, are considered to be one of the main emitters of particulate matter [1]. Despite extensive information campaigns, garbage, various biological waste (grass, leaves and branches) and fossil fuels are still used in household heating. These practices and low public awareness of the problem, especially in developing countries [2] contribute to emission of particulates, aerosols and, ultimately, formation of toxic and harmful to living organisms' smog, both in winter [3] and summer [4]. Passion for grilling is also a contributor to air pollution, especially on weekends (Fig.1b). During hot summer days with strong sunshine, smog can be locally as severe as in a winter [5]. Emissions from household furnaces, considered the main component of summer smog [6], do not take into account the factors contributing to this phenomenon, i.e., grill fuels [7]. Gases emitted from barbecue grills are treated as a direct threat to barbecue users [8] but their share in the overall local pollution is overlooked. Grill fuels were tested for the presence of solid pollutants; the parameters provided by fuel producers that usually contribute to significant air pollution were also presented. For bituminous coal, wood, and pellets, a comparative petrographic analysis was carried out to show the content of solid impurities such as plastic, mineral matter, etc. In the case of barbecue fuels, in addition to the petrographic analysis, the basic emission parameters during the combustion of these fuels were measured and the relationships obtained were summarized in terms of the content of solid pollutants present in the tested fuels. Barbecue fuels are overlooked as a significant source of smog during the summer months, especially in

the vicinity of recreation centers and single-family homes where barbecues present a serious air quality problem.

2. Methods and Results

2.1. Preparation of Fuels for Petrographic Analysis

The preparations were made from raw material samples stored in their original commercial packaging, obtained from fuel manufacturers. Grain polished sections were prepared, one from each of the packaging's (Fig.2). Each individual product was averaged by quartering. Seven averaged samples weighing approximately 0.5 kg each were obtained from individual packs of 2.5 kg after quartering. The samples were then ground and sieved. The material obtained in this way was embedded in epoxy resin and then polished (PN – ISO 7404-2:2005; [9] PN-EN 1860-2:2006 [10]). The obtained polished sections were observed using an Axioskop 20 microscope (oil immersion, reflected white light). The maceral composition (liptinite, inertinite, and vitrinite), the mineral matter content, and the content of other contaminants (petroleum derivatives, metals, biomass) in coal (nut coal) and eco-pea coal specimens was determined. In the tested samples, the mentioned elements were counted on five hundred points observed at the crosshairs of the microscope eyepiece. Biomass (wood logs, wood waste, wood chips, and pellets) and charcoal and charcoal briquette specimens were analyzed by counting the individual elements (fossil coals, oil, coke, coal tar, plastics, glass, slag, rust, metals, and stone powder) per thousand points observed at the intersection of the crosshairs.



Figure 1. Low-stack emission in the summer months, single-family house community

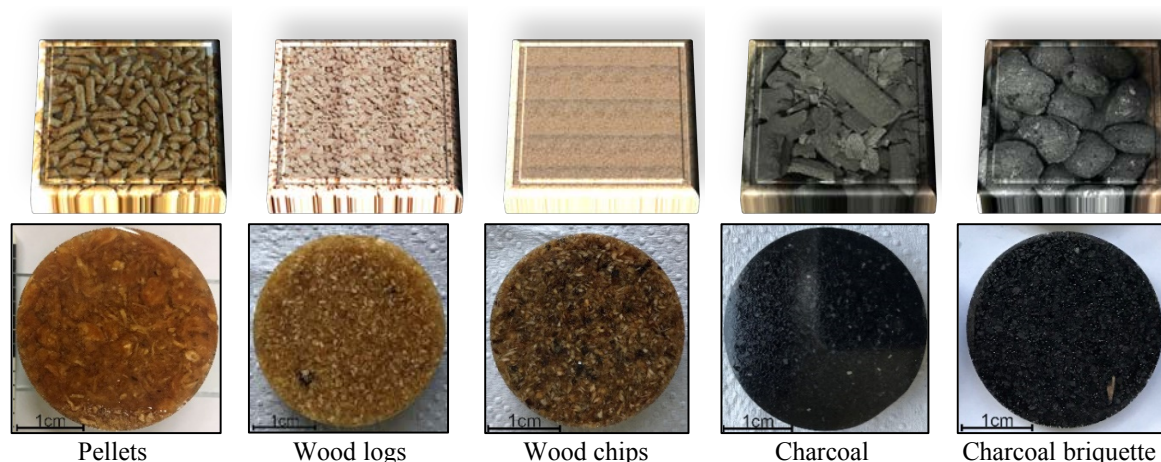


Figure 2. The polished sections made from the obtained fuels

2.2. Emissions Measurement

The tested barbecue fuels (charcoal and charcoal briquette) were burned in a grill (Fig. 2) and the gases obtained from combustion were tested for PM 2.5, PM 10, CO, CO₂, NO_x using a Atmon FL URBAN I analyzer [11]. Measurements were taken half an hour after firing up the grill (for both charcoal and charcoal briquettes). Measurements were made for 2 x 15 minutes with data recording every 0.5 minutes and the results were averaged at the end of each 15-minute measurement cycle.

3. Low-Emission Fuels Used in Households

3.1. Fuels Dedicated to Combustion in Storage Water Heaters and Boilers

- nut coal, net calorific value (lower heating value) 27-30 MJ, max. grain size 80 mm, sulfur content 0.6%, maximum ash content 4-8% (parameters specified by the manufacturer on the coal packaging),
- debarked wood logs, mixed wood, beech, oak, bark content 10%, moisture 18-20% (parameters declared by the supplier),
- waste wood, wood chips, mixed wood waste from deciduous trees, bark content 10%, moisture 15% (parameters declared by the supplier),
- eco-pea coal, net calorific value (lower heating value) 24-26 MJ/kg, ash content 8-10%, sulfur content

0.7-1.2%, grain size distribution 6-25 mm, sinter ability <20 RI, moisture 8-13% (parameters specified by the manufacturer on the packaging),

- pellets, net calorific value (lower heating value) 17 MJ/kg, ash content <0.8%, moisture <10%, sulfur content <0.03%, grain size distribution 8 mm (parameters specified by the manufacturer on the packaging)

Apart from the above-mentioned parameters, fuel producers do not provide other data on the quality of products or the amount of any solid impurities (of mineral or organic origin) in their products.

3.2. Barbeque Fuels

- charcoal, ash content 8%, C content min. 75%, moisture 8% (parameters specified by the manufacturer on the packaging),
- charcoal briquette, ash content 18%, C content min. 60%, moisture content 8% (parameters specified by the manufacturer on the package).

4. Petrographic Analysis of Fuels Used in Households

4.1. Microscopic Examination of Charcoal and Charcoal Briquettes

Table 1 shows the results of the petrographic analysis of grain polished sections made of charcoal and charcoal briquettes.

Table 1. Percentage of observed solid contaminants in charcoal and charcoal briquettes

Fuel	Plastics	Metals	Mineral matter	Fossil coal	Charcoal	Total %
Charcoal	0.0	0.0	0.6	0.0	99.4	100
Charcoal briquette	0.2	0.1	0.7	0.2	98.8	100

4.2. Microscopic Examination of Biomass (wood logs, waste wood, wood chips, pellets)

Table 2 shows the results of the petrographic analysis of grain polished sections made of biomass.

Table 2. Percentage of observed solid contaminants in the analyzed biomass

Fuel	Bark	Plastics	Metals	Rust	Mineral matter	Fossil coal	Biomass (wood)	Total %
Wood logs	5.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	94.9	100
Waste wood, wood chips	1.8	0.1	0.0	0.1	1.0	0.0	97.0	100
Pellets	0.2	0.0	0.0	0.0	0.4	0.1	99.3	100

4.3. Microscopic Examination of Coal (Nut Coal) and Eco-Pea Coal

Table 3 presents the results of petrographic analysis of bituminous coal (nut coal) and eco-pea coal (coal mixture).

Table 3. Percentage of the observed macerated composition and solid contaminants in the analyzed coal and eco-pea coal

Fuel	Mineral matter	Vitrinite	Inertinite	Liptinite	Total, percentage value
Nut coal	10.9	62.4	15.9	10.8	100
Eco-pea coal	7.2	37.0	50.1	5.7	100
Fuel	Plastics	Metals, rust	Biomass	Coal	Total, percentage value
Nut coal	0.0	0.1	0.0	99.9	100
Eco-pea coal	0.2	0.0	0.3	99.5	100

5. Analysis of Gases Emitted during the Combustion of Charcoal and Charcoal Briquettes

Table 4 shows the results of the analysis of flue gases produced during the combustion of barbecue fuels.

Table 4. The flue gas analysis carried out using a TESTO 330-2 LX combustion analyzer during the combustion of charcoal and charcoal briquettes

Fuel	PM 2.5 g/m ³	PM 10 g/m ³	CO g/m ³	NOx mg/m ³	NO mg/m ³	CO ₂ %	O ₂ %	Ambient temperature °C	Flue gas temperature °C	Air humidity %	Measurement time min.
Charcoal	0.018	0.011	12.164	14	10	1.83	18.71	25.1	202	55	15
Charcoal briquette	0.028	0.016	12.175	16	12	3.07	17.06	24.8	257	54	15

6. Results and Discussion

Charcoal and charcoal briquettes were tested in accordance with the PN-EN 1860-2 standard. This standard specifies that the content of prohibited non-charcoal ingredients in these products should not exceed 1%. In the case of the charcoal examined, in addition to the coal itself, mineral matter in the form of silica (sand) was determined. Charcoal briquettes slightly exceed (0.2%) the assumed 1% level of solid impurities, but compared to charcoal, where the silica content (0.6-0.7%) is at a similar level, they also contain petroleum products, metals, and fossil coals. Despite differences in the content of these inclusions at the level of 0.1 - 0.2%, the composition of exhaust gases from both grill fuels is considerably different. While carbon monoxide is approximately at the same level (12.164 – 12.175 g / m³), the level of particulate matter and nitrogen and carbon dioxide compounds in the flue gases from briquettes is significantly higher. When it comes to biomass, wood logs contained the fewest additives that can affect the quality of the emitted flue gas. And while wood logs can be considered the cleanest fuel in this respect, despite the increased bark content, the very technique of burning this fuel (mainly fireplaces and old-type stoves) results in increased pollutant emissions compared to other energy carriers [12]. Wood waste and wood chips are the most contaminated biomass, which translates into the quality of exhaust gases emitted into the atmosphere, just like in the case of barbecue fuels [13]. They can also be used as a material to produce pellets,

which only proves the need to perform a basic petrographic analysis of raw materials used for this type of production. The pellets, examined microscopically, were found to be the least contaminated; this shows the care taken during the selection of components and the production process [14]. Eco-pea coal in the examined polished sections is characterized by a low liptinite content (at least three stages of maturity), which indicates that it was formed based on several coals of different types [15]. On the other hand, the low mineral matter content in the analyzed eco-pea coal is related to the prior enrichment of coal. The presence of biomass and petroleum products shows that the technological course of these processes is not very clean or that the coal is stored inadequately before its processing. The contaminated products should be eliminated from the market; the analysis of physical and chemical properties alone will not allow us to determine qualitatively and quantitatively the mentioned solid contaminants in both fossil fuel and biomass products. The main parameter responsible for smog formation is particulate matter. A comparison of PM 2.5 and PM 10 emissions based on the results [16] obtained from measurements taken during the combustion of fossil fuels with the results obtained during the combustion of grill fuels indicates that these values are comparable (Fig. 3). Such high emissions of particulates contribute to summer smog when barbecue grills start to get used more (allotment gardens, single-family housing estates, recreational sites); this applies particularly to designated barbecue areas during hot, sunny, and windless days.

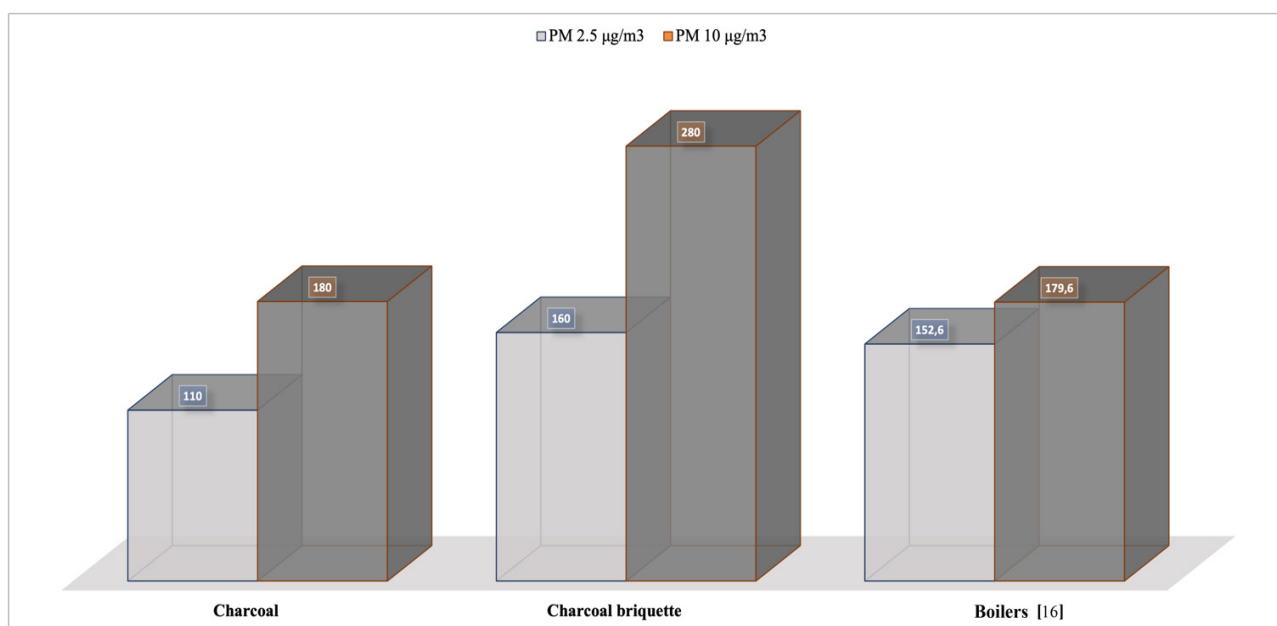


Figure 3. Comparison of PM 2.5 and 10 emissions from grilled fuels and particulate matter emissions from solid fuel-fired household furnaces [16]

7. Conclusions

Physico-chemical analyses and petrographic tests for the content of solid pollutants in fuels used in heating boilers and barbecue grills make it possible to better determine the quality of the fuels studied. Petrographic analysis of coal (nut coal) did not show additional elements (except for rust (0.1%) and mineral matter (10.9%)) that could increase the emission of undesirable components in the exhaust gas during their combustion. However, the high mineral matter content of the examined coal (nut) is the reason for increased emissions of oxides. In the case of eco-pea coal, this problem has been minimized thanks to coal enrichment process. Petrographic analysis of coal aimed at determining the percentage of mineral content, in addition to the physical and chemical analyses already carried out, can help in making decisions about their further enrichment, e.g., already at mining sites. Maximum reduction of emissions of sulfur oxides, carbon, and nitrogen is also possible using an appropriate combustion process and flue gas filtration. Boiler combustion control systems and the knowledge on petrographic composition and physical and chemical properties of fuels used are crucial for the development of fuel-efficient and low-emission combustion systems. Petrographic analysis of fuels for household heating, carried out before launching them on the market, will further contribute to minimizing the negative health and environmental effects of their combustion.

REFERENCES

- [1] Wielgosiński G., Czerwińska J., Smog Episodes in Poland". *Atmosphere*. 11. 277. 2020. <https://doi.org/10.3390/atmos11030277>
- [2] Ramírez S., Ramondt S., Van Bogart K., Perez-Zuniga R. "Public Awareness of Air Pollution and Health Threats: Challenges and Opportunities for Communication Strategies to Improve Environmental Health Literacy." *Journal of Health Communication*. 24:1, 75-83. 2019. DOI: 10.1080/10810730.2019.1574320
- [3] Molnár A., Bécsi Z., Imre K., Gácsér V., and Ferenczi Z. "Characterization of Background Aerosol Properties during a Wintertime Smog Episode." *Aerosol Air Qual. Res.* 16: 1793-1804. 2016. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.04.0205>
- [4] Hůnová I. "Ambient Air Quality in the Czech Republic." *Atmosphere*. 12. 770. 2021. <https://doi.org/10.3390/atmos12060770>
- [5] Ma J., Xu X., Zhao C. et al. "A review of atmospheric chemistry research in China: Photochemical smog, haze pollution, and gas-aerosol interactions." *Adv. Atmos. Sci.* 29. 1006–1026. 2012. <https://doi.org/10.1007/s00376-012-1188-7>
- [6] Kicińska A., "Chemical and mineral composition of fly ashes from home furnaces, and health and environmental risk related to their presence in the environment". *Chemosphere*, Volume 215. 019. Pages 574-585. ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.061>.
- [7] Badyda A., Krawczyk P., Białowicz J.S., Bralewska K., Rogula-Kozłowska W., Majewski G., Oberbek P., Marciniak A., Rogulski M., "Are BBQs Significantly Polluting Air in Poland? A Simple Comparison of Barbecues vs. Domestic Stoves and Boilers Emissions". *Energies* 2020, 13, 6245. <https://doi.org/10.3390/en13236245>
- [8] Song Y., Sun L., Wang X. "Pollution characteristics of particulate matters emitted from outdoor barbecue cooking in urban Jinan in eastern China". *Front. Environ. Sci. Eng.* 12, 14 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11783-018-1024-0>
- [9] PN – ISO 7404-2: 2005. Metody analizy petrograficznej węgla kamiennego (bitumicznego) i antracytu - Część 2: Metoda przygotowania próbek węgla. (Methods for the petrographic analysis of coals - part 2: methods of preparing coal samples) (in Polish). <https://sklep.pkn.pl/pn-iso-7404-2-2005p.html> (accessed March 1, 2022)
- [10] PN-EN 1860-2: 2006. Urządzenia, paliwa stałe i podpałki do grilla. Część 2: Węgiel drzewny i brykiety z węgla drzewnego do grillowania Wymagania i metody badań (Appliances, solid fuels, and firelighters for barbecuing - Part 2: Barbecue charcoal and barbecue charcoal briquettes - Requirements and test methods) (in Polish). <https://sklep.pkn.pl/pn-en-1860-2-2006p.html?options=cart> (accessed March 1, 2022)
- [11] PN-EN 50271:2018-08: 2018. Elektryczne przyrządy do wykrywania i pomiaru gazów palnych, gazów toksycznych lub tlenu -- Wymagania i badania dotyczące przyrządów wykorzystujących oprogramowanie i/lub techniki cyfrowe. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-50271-2018-08e.html> (accessed April 17, 2022)
- [12] Schmidl Ch., Luisser M., Padouvas E., Lasselsberger L., Rzaca M., Ramirez-Santa Cruz C., Handler M., Peng G., Bauer H., Puxbaum H. "Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems." *Atmospheric Environment*, Volume 45. Issue 39. pp. 7443-7454. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.006>.
- [13] Jelonek Z., Drobniak A., Mastalerz M., Jelonek I., "Environmental implications of the quality of charcoal briquettes and lump charcoal used for grilling." *Science of The Total Environment*, Volume 747. 141267. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141267>.
- [14] Malik B., Pirzadah T., Islam S., Tahir I., Kumar M., Rehman R. "Biomass Pellet Technology: A Green Approach for Sustainable Development." *Agricultural Biomass Based Potential Materials*. Springer, Cham. 2015. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13847-3_19
- [15] Pickel W., Kus J., Flores D., Kalaitzidis S., Christanis K., Cardott B.J., Misz-Kennan M., Rodrigues S., Hentschel A., Hamor-Vido M., Crosdale P., Wagner N. "Classification of liptinite – ICCP System 1994". *International Journal of Coal Geology*, Volume 169. 2017. pp. 40-61, <https://doi.org/10.1016/j.coal.2016.11.004>

- [16] Danielowska D., Jabłońska M., Godziek S. “The Influence of Hard Coal Combustion in Individual Household Furnaces on the Atmosphere Quality in Pszczyna (Poland)”. *Minerals* 2021, 11, 1155. <https://doi.org/10.3390/min11111155>

OŚWIADCZENIE WSPÓŁAUTORA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Iwona Jelonek
imię i nazwisko

41-200 Sosnowiec, ul. Będzińska 60
adres do korespondencji

(32) 3689 498
nr telefonu

iwona.jelonek@us.edu.pl
adres e-mail

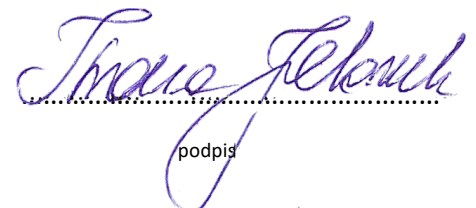
Osady denne w zastosowaniach energetycznych na podstawie analiz fizyko-chemicznych i petrograficznych.
KAPRINT. Rynek Energii. 2022 Tom Nr 3. Strony 71-76 ISSN 1425-5960

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Iwona Jelonek, Sebastian Kuś, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Pisanie rozdziału 3. Wyniki. Przygotowanie rysunków. Pisanie i korekta rozdziału 2. Metodyka w części poświęconej badaniom petrograficznym, wykonanie analiz petrograficznych.

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych,
wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)



podpis

OŚWIADCZENIE KANDYDATA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Sebastian Kuś
imię i nazwisko

43-600 Jaworzno, ul. Krakowska 8
adres do korespondencji

48 668840363
nr telefonu

Sebastian.kus@us.edu.pl
adres e-mail

Osady denne w zastosowaniach energetycznych na podstawie analiz fizyko-chemicznych i petrograficznych.
KAPRINT. Rynek Energii. 2022 Tom Nr 3. Strony 71-76 ISSN 1425-5960

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Iwona Jelonek, Sebastian Kuś, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Pisanie, redagowanie i przygotowanie rozdziałów: 1 i 4. Samodzielne pobieranie próbek, przygotowywanie preparatów do analiz petrograficznych, wykonanie analiz oraz częściowy opis i korelacja otrzymanych wyników. Redagowanie całego tekstu pod wymogi redakcyjne, odpisywanie na uwagi recenzentów oraz wprowadzanie zmian zgodnie z uzgodnionymi poprawkami. Koncepcja wykorzystania osadów dennych do celów nie energetycznych.

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych, wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)


.....
podpis

OŚWIADCZENIE WSPÓŁAUTORA
O WKŁADZIE PRACY

Jaworzno 14.06.2023
miejsowość, data

Zbigniew Jelonek
imię i nazwisko

43-600 Jaworzno, ul. Duboisa 21
adres do korespondencji

692938206
nr telefonu

Zbigniew.jelonek@us.edu.pl
adres e-mail

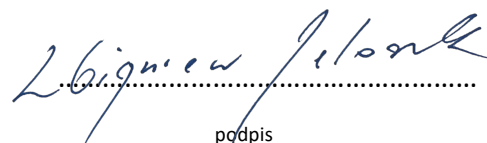
Osady denne w zastosowaniach energetycznych na podstawie analiz fizyko-chemicznych i petrograficznych.
KAPRINT. Rynek Energii. 2022 Tom Nr 3. Strony 71-76 ISSN 1425-5960

tytuł publikacji, czasopismo, rok wydania, strony

Iwona Jelonek, Sebastian Kuś, Zbigniew Jelonek
imiona i nazwiska autorów publikacji

Głównym wkładem w przygotowanie artykułu do publikacji była jego edycja oraz uporządkowanie całości tekstu artykułu, rysunków i tabel. Pisanie metodyki przygotowywania próbek do badań petrograficznych w rozdziale 2. „Metodyka”. Kontakt z redakcją (autor korespondencyjny).

szczegółowy opis wkładu współautora w powstaniu pracy (np. koncepcja pracy, zbieranie/analiza danych,
wykonanie analiz laboratoryjnych, przygotowanie publikacji, korekta manuskryptu etc.)


.....
podpis

OSADY DENNE W ZASTOSOWANIACH ENERGETYCZNYCH NA PODSTAWIE ANALIZ FIZYKO-CHEMICZNYCH I PETROGRAFICZNYCH

Iwona Jelonek, Sebastian Kuś, Zbigniew Jelonek

Słowa kluczowe: paliwa alternatywne, pierwiastki toksyczne, analiza petrograficzna

Streszczenie. Zastosowanie mułów dennych pozyskiwanych ze zbiorników oraz cieków wodnych i rzek jest praktykowane od czasów prehistorycznych w rolnictwie. Zarówno naturalne jak i wywołane przez człowieka wylewy rzek czy doprowadzanie do lokalnych wysychań zbiorników umożliwiało rolnikom pozyskiwanie mułów i szlamów do użyźniania gleb. Obecnie poza naturalnymi akwenami mamy do dyspozycji wiele zbiorników utworzonych w wyniku eksploatacji górniczej. Zazwyczaj są to zbiorniki o małym przepływie wód zasilających powierzchniowych i niewielkich dopływach podskórnych oraz stosunkowo krótkotrwałym czasie osadzania się mułów i szlamów. Poddane badaniom osady zostały pozyskane podczas rekultywacji zbiornika „Sosina” położonego w południowej części Polski i są ciekawym przedmiotem badań ze względu na znaną genezę zbiornika i ich czas osadzania. Określenie składu fizyko-chemicznego osadów oraz części stałych na podstawie badania petrograficznego pozwoliło na wykazanie przydatności badanego materiału w gospodarce rolnej jako materiał wzbogacający gleby piaszczyste. Poza tradycyjnym wykorzystaniem pozyskanych osadów dennych do użyźniania gleb rozważono również na podstawie przeprowadzonych badań przydatność pozyskanej kopaliny do celów energetycznych zarówno jako samodzielnego produktu po odwodnieniu jak i dodatku do innych paliw alternatywnych. Przy czym zaznaczyć należy, że analiza chemiczna nie wykazała ponadnormatywnego zanieczyszczenia badanego materiału metalami toksycznymi, co umożliwia wykorzystanie tych osadów dennych zarówno do celów rolniczych jak i w energetyce.

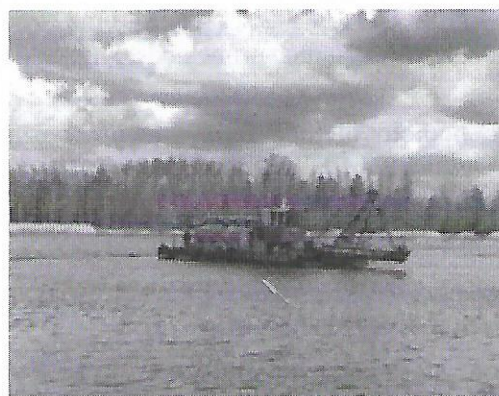
1. WSTĘP

Zalew „Sosina” znajduje się w odległości około 10 km od centrum miasta Jaworzna położonego w województwie śląskim na terenie Polski. Omawiany obiekt jest stosunkowo młodym zbiornikiem wodnym powstałym na terenie dawnej Kopalni Piasku Podszadzowego „Szczakowa”. Piaszczyste wyrobisko zostało wypełnione wodą na początku lat 70 ubiegłego wieku a jego maksymalna głębokość przekracza nieznacznie 2,5 m [1].

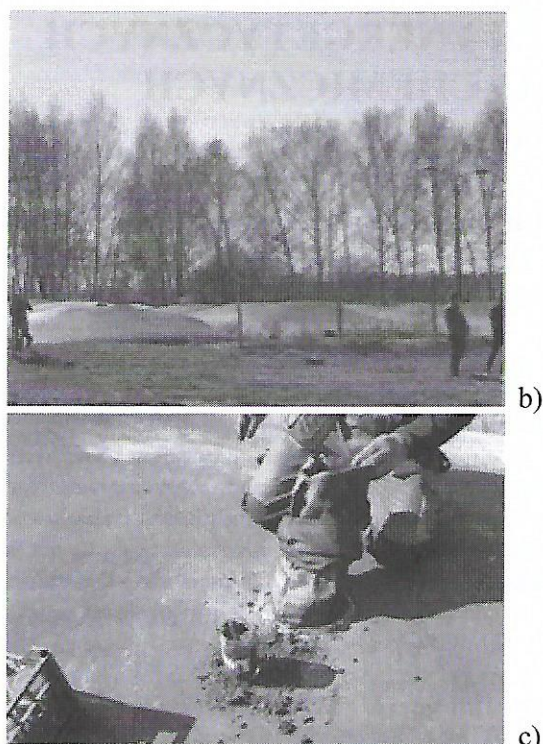
Omawiany zbiornik charakteryzuje się zlewnią o stosunkowo małych dopływach wód zewnętrznych, głównym źródłem zasilania w wodę są opady i sieć rowów melioracyjnych oraz wody z leja depresyjnego utworzonego przez sam zbiornik. Wyżej wymienione warunki hydrologiczne tworzą na zalanym terenie zbiornik przepływowy o małych zasobach wodnych i z niską wymianą wód w okresach wiosennych i jesiennych, a w większości przypadków okresy letnie charakteryzują się brakiem odpływu wody i z minimalnym jej dopływem. Cała linia brzegowa waha się w przedziale 4690 – 4760 m i jest uzależniona od poziomu wody w zbiorniku. Na brzegu zbiornika występują trzy obszary piaszczyste, a poza tymi obszarami roślinność gęsto wypełniła brzegi tworząc głównie przestrzeń szuwarową reprezentowaną przez dominujący gatunek *Phragmites australis* z domieszką *Typha angustifolia* i *Schoenoplectus lacustris*.

Powyżej przedstawione warunki hydrologiczne sprzyjają gromadzeniu się osadów dennych, których miąższość została oszacowana w strefach nabrzeży

piaszczystych na około 10 cm a na pozostałym obszarze od 12 cm do 20 cm. Nadmienić należy, że są osady kumulujące się na przestrzeni 40 lat eksploatacji zbiornika a do ich odkładania przyczyniła się działalność człowieka na omawianym terenie jak i czynniki naturalne panujące w zlewni wód stojących. Osady denne ze zbiornika „Sosina” zostały wydobyte za pomocą pływającej pogłębiarki ssącej (rys. 1a) i poddane procesowi odwodnienia z zastosowaniem osadników wykonanych z materiału syntetycznego (rys. 1b). Częściowo odwodniony materiał umożliwił pobór próbek (rys. 1c) i przeprowadzenie badań osadów dennych metodami fizyko-chemicznymi oraz petrograficznymi w celu określenia ich przydatności pod względem zastosowań rolniczych i energetycznych.



a)



Rys. 3. a) reflexer, b) osadniki z materiału syntetycznego o dużej wodoprzepuszczalności, c) rękaw w osadniku do poboru próbek

2. METODYKA

Do analizy fizyko-chemicznej zostały pobrane cztery próbki o wadze około 500g z czterech osadników zawierających zgromadzoną przez reflexer (rys. 1a) i odwodnioną w osadnikach warstwę denną (rys. 1b, c). Badania na obecność pierwiastków toksycznych w osadach dennych wykonano zgodnie z normą PN-EN ISO 11885:2009 metodą optycznej spektrometrii emisyjnej z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-OES). Oznaczono obecność siedmiu pierwiastków (As, Ba, Zn, Cd, Pb, Hg, Se) w jednostkach ppm. W pobranych próbkach osadów dennych podczas wykonanych badań fizyko-chemicznych oznaczono również zawartość wilgoci w stanie analitycznym zgodnie z normą PN-EN ISO 18134-3:2015-11 [3], oraz oznaczono kolejno dla ww. czterech próbek następujące parametry:

- zawartość popiołu metodą termogravimetryczną zgodnie z normą PN-EN ISO 18122:2016-01 [4],
- zawartość części lotnych z zastosowaniem normy PN-EN ISO 18123:2016-01 [5],
- ciepło spalania i wartość opałową z zastosowaniem normy PN-EN ISO 18125:2017-07 [6],
- zawartość wodoru całkowitego oraz azotu z zastosowaniem normy PN-EN ISO 16948:2015-07 [7].

Porównawczo zostały dodatkowo oznaczone parametry na zawartości wilgoci przemijającej z zastosowaniem metody badawczej IC-3.2 edycja 19 z dnia

20.05.2020 r. [8] i wilgoci całkowitej (PN-EN ISO 181234-2:2017-03 [9]). Następnie oznaczono: zawartość popiołu, części lotnych oraz w stanie suchym oznaczono: zawartość popiołu, części lotnych, ciepło spalania i wartość opałową.

Do zidentyfikowania zawartości elementów stałych w piaskach plażowych typu: materia mineralna, plastik, metale, materia organiczna zmieniona i materia organiczna nie zmieniona, węgle kopalne, koks, szkło, żużel, rdza zastosowano optyczną analizę mikroskopową. Klasyfikacje stałych elementów opierają się na właściwościach różnych zanieczyszczeń i powinny służyć podczas ich identyfikacji [10; 11; 12; 13; 14]. Podobnie jak do analizy fizyko-chemicznej materiał do analizy petrograficznej został pobrany o wadze około 500g z każdego, z osadników (rys. 1c), następnie materiał został pozostawiony do osuszenia w temperaturze pokojowej do osiągnięcia wilgotności około 20%. Z osuszonego materiału wykonano zgłady mikroskopowe poprzez zainkludowanie pobranych osadów w żywicy (EpoFix Kit, Struers) na zimno. Tak przygotowane preparaty poddano procesowi szlifowania na wodoodpornym papierze ściernym o gradacji 800 i 1200, a w końcowym etapie próbki polerowano na tarczy polerskiej firmy Struers z zawiesziną OP-S (ziarno 0,04 μm). Po szlifowaniu próbki zostały przemyte pod bieżącą wodą, następnie wodą destylowaną i osuszone. Wykonano cztery preparaty, każdy z oddzielnie pobranego materiału osadów dennych. Na każdej z próbek wykonano analizę z zastosowaniem światła odbitego białego. Do analizy użyto mikroskop automatyczny polaryzacyjny Axiolmager M2m firmy ZEISS z dostawianym stolikiem skaningowym 75 \times 50, z panelem kontrolnym MCW-2 ECO, stosując metodę imersji olejowej przy powiększeniu 500 \times . Na wypolerowanej powierzchni każdego ze zgładów wykonano zliczenia 1000 punktów wyznaczonych na przecięciu krzyża nitkowego umieszczonego w okularze w celu procentowego wyodrębnienia składników stałych [15]. Po wykonaniu wszystkich pomiarów obliczono skład objętościowy poszczególnych składników, zliczając ilość punktów przypadających na dany składnik i przedstawiając poszczególne wartości w udziałach procentowych.

3. WYNIKI

W tabeli numer 1 przedstawiono zestawienie oznaczonych pierwiastków toksycznych w czterech badanych próbkach osadów dennych. Oznaczono siedem pierwiastków (As, Ba, Zn, Cd, Pb, Hg, Se) uznawanych za kancerogenne już w niedużych stężeniach. Otrzymane wyniki zawartości poszczególnych pierwiastków w badanych próbkach osadów dennych zestawiono z określonymi w literaturze granicznymi stężeniami pierwiastków toksycznych (ostatnia kolumna) dla paliw

stałych. Analizy techniczne zostały wykonane dla badanych próbek w stanie analitycznym roboczym i suchym. Zawartość wilgoci analitycznej waha się od 1,42% do 4,04% przy czym można zauważyć, że wilgoć całkowita została na najniższym poziomie oznaczona w próbce nr 1 i to tylko na poziomie 2,10% gdy pozostałe próbki charakteryzują się bardzo dużą wilgocią całkowitą na poziomie powyżej 54%. Zawartość popiołu kształtuje się na poziomie od 77,93% do 91,71% i we wszystkich stanach analitycznych wykazuje niewielkie odchylenia w poszczególnych próbkach. Najwyższa zawartość części lotnych została wykazana w próbkach nr 2 (17,28 – 18,49%) i 4 (17,65 –

18,52%) a najniższa w próbce nr 1 (9,51 – 9,72%). Parametry ciepła spalania jak i wartość opałowa zarówno w stanie analitycznym jak i suchym osiągnęły podobnie jak w analizie części lotnych próbki nr 2 i 4, przy czym można zauważyć, że w stanie suchym te wartości nieco wzrastają. Została również określona zawartość całkowita wodoru w stanie analitycznym, gdzie wodór najwyższe wartości osiąga w próbce 2 (1,45%) i próbce 4 (1,38%) a najniższe w próbce 3 (1,19%) i próbce 1 (0,97%). Całość osiągniętych wyników z badań parametrów fizyko-chemicznych została przedstawiona w tabeli 2.

Tabela 1.

Podstawowe parametry fizyko-chemiczne badanych próbek osadów dennych

Nr próbki	1	2	3	4	Poziom graniczny [16]
Jednostka	[ppm]	[ppm]	[ppm]	[ppm]	[ppm]
Pierwiastek					
Arsen	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
Bar	1,1	0,97	0,93	0,98	10,0
Cynk	0,89	0,85	0,91	0,85	10,0
Kadm	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1
Ołów	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	2,0
Rtęć	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,02
Selen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,3

Tabela 2.

Podstawowe parametry fizyko-chemiczne badanych próbek osadów dennych

Oznaczenie	Jednostka	Próbka nr 1	Próbka nr 2	Próbka nr 3	Próbka nr 4
		Stan analityczny			
Zawartość wilgoci w próbce	%	1,42	3,60	3,00	4,04
Zawartość popiołu	%	90,41	79,74	82,97	77,93
Zawartość części lotnych	%	9,58	17,82	14,29	17,77
Ciepło spalania	kJ/kg	1954	2737	1974	2742
Wartość opałowa	kJ/kg	1702	2356	1760	2365
Zawartość wodoru całkowitego	%	0,97	1,45	1,19	1,38
		Stan roboczy			
Zawartość wilgoci przemijającej	%	0,69	59,17	52,91	56,94
Zawartość wilgoci całkowitej	%	2,10	60,64	54,32	58,68
Zawartość popiołu	%	89,79	82,56	89,07	83,56
Zawartość części lotnych	%	9,51	17,28	12,73	17,65
		Stan suchy			
Zawartość popiołu	%	91,71	80,72	85,54	81,21
Zawartość części lotnych	%	9,72	18,49	14,73	18,52
Ciepło spalania	kJ/kg	1982	2839	2035	2857
Wartość opałowa	kJ/kg	1780	2529	1782	2561

W badaniu petrograficznym ujawnionym dominującym składnikiem stałym we wszystkich badanych próbkach była materia mineralna (piasek) zmieszana ze składnikami organicznymi w zaawansowanym stopniu rozkładu stanowiąc pulpę mułowo-szlamową od 91,5% do 94,5% całkowitej objętościowej masy próbki (rys. 2a). Kolejnym składnikiem stałym

reprezentowanym w przedziale od 2,6% do 3,9% była materia organiczna, którą stanowią zielone fragmenty roślin (rys. b). Powyżej 1% w badanych próbkach występuje skorodowane żelazo w postaci rdzy (rys. 2c), w podobnych proporcjach możemy również zauważyć obecność węgla drzewnego (rys. 2d). Pozostałe składniki tj. szkło (rys. 42e), plastiki (rys. 2f), metale (rys.

2g) i węgle kopalne (rys. 2h), których fragmenty występują w badanych próbkach w ilościach od 0,1% do 0,4%. Zestawienie wszystkich składników stałych

zidentyfikowanych w badanych próbkach przedstawiono w tabeli 3.

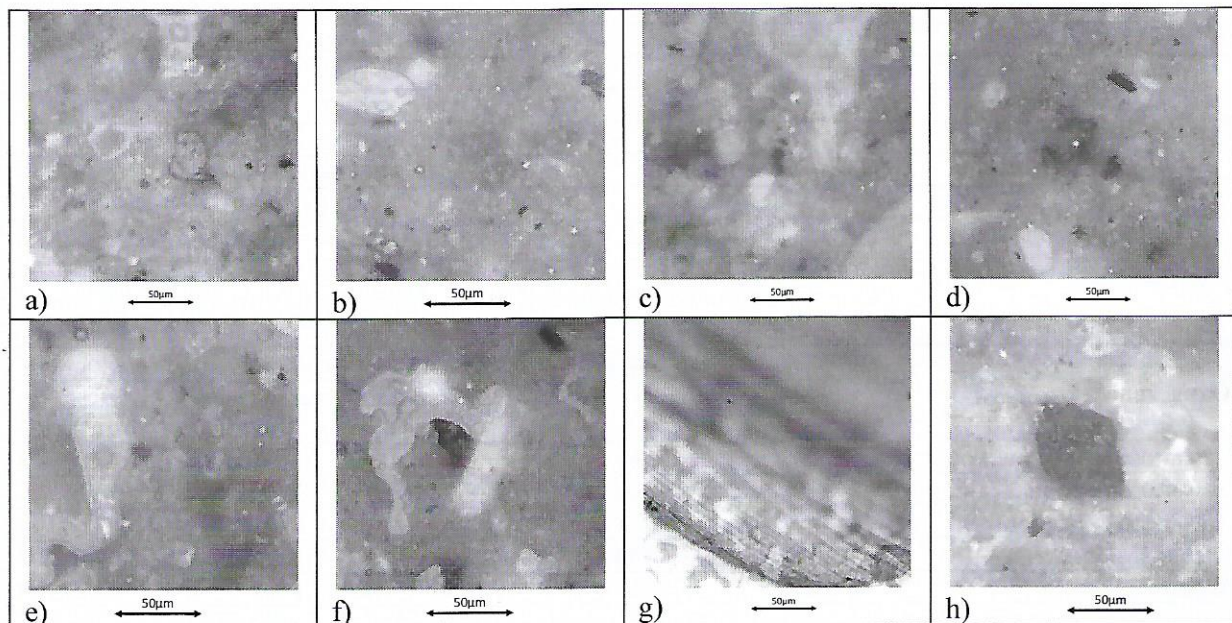
Tabela 3.

Składniki stałe wykazane na podstawie badań petrograficznych w analizowanych osadach dennych

Składnik	Próbka nr 1	Próbka nr 2	Próbka nr 3	Próbka nr 4
Materia n/o*	94	91,5	94,5	92,6
Szkło	0,1	-	0,2	0,1
Plastik	0,3	0,4	0,2	0,3
Metale	0,3	0,2	0,1	0,2
Rdza	1,9	1,8	1,1	1,4
Materia organiczna niezmienniona**	2,6	3,9	2,6	3,5
Węgiel drzewny	0,8	1,8	0,9	1,7
Węgle kopalne	0,1	0,4	0,1	0,3
Razem [%]	100	100	100	100

*materia nieorganiczna i organiczna zmieniona (w różnym stopniu rozkładu materia organiczna pochodzenia autochtonicznego i allochtonicznego).

**materia organiczna bez widocznych śladów rozkładu.



Rys. 2. Reprezentatywne obrazy składników stałych wyodrębnionych na podstawie badań petrograficznych analizowanych osadów dennych: a) materia nieorganiczna i organiczna zmieniona, b) materia organiczna bez widocznych śladów rozkładu, c) rdza, d) węgiel drzewny, e) szkło, f) plastik, g) metale, h) węgle kopalne.

4. PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania fizyko-chemiczne i petrograficzne wykazały, że przebadane próbki osadów dennych pobrane z osadników, gdzie były składowane i odwadniane cechuje minimalny stopniem zawartości zanieczyszczeń. Osady ze zbiornika „Sosina” pod względem oznaczonych pierwiastków toksycznych w przypadku kadmu, ołowiu, rtęci i selenu są w ilościach śladowych, przyjmując wartości na granicy czułości instrumentu badawczego. Podobnie niskie wartości poniżej 10% normy bezpiecznej zauważamy w przypadku cynku i baru, a tylko na poziomie 50% granicznych wartości występuje arsen. Podobnie

w badaniu petrograficznym na obecność składników stałych poza materia organiczną w różnym stadium rozkładu i materia nieorganiczną o małej frakcji uziarnienia nie zauważamy w badanych próbkach dużej zawartości niepożądanych elementów typu: szkło, plastik, metale, rdza. Natomiast badanie to wykazuje dużą zawartość materii organicznej oraz od 0,8% do 1,8% węgla drzewnego co wskazuje na możliwość wykorzystania badanych osadów zarówno do celów rolniczych, rekultywacji terenów przemysłowych jak i zastosowań w energetyce. Są to osady w większości przypadków pochodzenia naturalnego i mogą stanowić odnawialne źródło energii. Średnia wartość opałowa dla

wszystkich przebadanych próbek uplasowała się na poziomie 2045 kJ/kg dla osadów w stanie analitycznym i na 2163 kJ/kg dla osadów osuszonych, a ciepło spalania w pierwszym przypadku wyniosło 2352 kJ/kg a po osuszeniu osadu 2428 kJ/kg. I o ile do samodzielnego spalania badane osady denne obecnie się nie kwalifikują, gdzie graniczną opłacalność przydatności energetycznej paliw stałych oceniono na 10^4 kJ/kg [17], to już jako dodatek do współspalania stanowi pewien potencjał jako komponent OZE. Kolejnym istotnym walorem poza dobrymi parametrami opałowymi

i brakiem zanieczyszczeń zarówno chemicznych jak i stałych pozyskany osad dennny ze zbiornika „Sosina” charakteryzuje się lepką konsystencją i mikro uziarnieniem. A w przypadku ww. obiektu pełniącego funkcje rekreacyjne i generującego podczas eksploatacji olbrzymie ilości biomasy zielnej oraz drzewnej, z której docelowo produkowany jest pellet do celów opałowych i uzdatniania gleb, będzie stanowić on doskonały bezpłatny 1% dodatek (lepiszcze). Zastępując z powodzeniem obecnie do produkcji pelletów używany drogi materiał wiążący w postaci mąki i ziaren ze zbóż.

Działania badawcze wsparte ze środków przyznanych w ramach programu Inicjatywa Doskonałości Badawczej Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach

*oraz
Praca naukowa realizowana w ramach programu „Doktorat Wdrożeniowy” (III Edycja), finansowanego przez MEiN.*

LITERATURA

- [1] Rzętała M.: Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, ul. Bankowa 12B, 40-007 Katowice (2008) ISSN 0208-6336 http://www.sbc.org.pl/Content/74082/funkcjonowanie_zbiornikow.pdf, (accessed on 28.03.2022)
- [2] Google (Jaworzno, lokalizacja zalewu „Sosina”). Pobrano 21.03.2022. <https://www.google.pl/maps/place/Zalew+Sosina/@50.2450222,19.339908,11z/data=!4m13!1m7!3m6!1s0x4716dd592f0e7d61:0x5ce59c66a52591c6!2sZalew+Sosina!3b1!8m2!3d50.2410235!4d19.3362763!3m4!1s0x4716dd592f0e7d61:0x5ce59c66a52591c6!8m2!3d50.2410235!4d19.3362763>
- <https://www.google.com/maps/search/bukowska+8+jaworzno/@50.2403003,19.3255969,2689m/data=!3m1!1e3?hl=pl-PL>
- [3] Biopaliwa stałe -- Oznaczanie zawartości wilgoci - Metoda suszarkowa - Część 3: Wilgoć w próbce do analizy ogólnej. PN-EN ISO 18134-3:2015-11. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-18134-3-2015-11e.html>
- [4] PN-EN ISO 18122:2016-01. Międzynarodowa Norma określająca metodę oznaczania zawartości popiołu we wszystkich biopaliwach stałych. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-18122-2016-01e.html>
- [5] PN-EN ISO 18123:2016-01. Biopaliwa stałe -- Oznaczanie zawartości części lotnych. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-18123-2016-01e.html>
- [6] PN-EN ISO 18125:2017-07. Biopaliwa stałe - Oznaczanie wartości opałowej. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-18125-2017-07p.html>
- [7] PN-EN ISO 16948:2015-07. Biopaliwa stałe - Oznaczanie całkowitej zawartości węgla, wodoru i azotu. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-16948-2015-07e.html>
- [8] Zakres akredytacji laboratorium badawczego scope of accreditation for testing laboratory nr/no ab 069 wydany przez / issued by Polskie Centrum Akredytacji 01-382 Warszawa, ul. Szczotkarska 42 Wydanie/Issue 21 z/of 09.07.2021. AB 069 (4).pdf
- [9] PN-EN ISO 181234-2:2017-03 Biopaliwa stałe - Oznaczanie zawartości wilgoci - Metoda suszarkowa - Część 2: Wilgoć całkowita - Metoda uproszczona. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-18134-2-2017-03p.html>
- [10] Drobniak A., Jelonek Z., Mastalerz M., Jelonek I.: Atlas of Wood Pellet Components: Indiana Geological and Water Survey, Indiana Journal of Earth Sciences, v. 3., (2021a) <https://doi.org/10.14434/ijes.v3i1.31905>
- [11] Drobniak A., Jelonek Z., Mastalerz M., Jelonek I.: Atlas of Charcoal-Based Grilling Fuel Components: Indiana Geological and Water Survey, Indiana Journal of Earth Sciences, v. 3., (2021b) <https://doi.org/10.14434/ijes.v3i1.32559>
- [12] Jelonek Z., Drobniak A., Mastalerz M., Jelonek I.: Assessing pellet fuels quality: A novel application for reflected light microscopy, International Journal of Coal Geology 222, 103433, (2020a) <https://doi.org/10.1016/j.coal.2020.103433>

- [13] Jelonek Z., Drobnia A., Mastalerz M., Jelonek I.: Environmental implications of the quality of charcoal briquettes and lump charcoal used for grilling. *Science of Total Environment* 747 (2020b) <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141267>
- [14] Jelonek Z., Drobnia A., Mastalerz M., Jelonek I.: Environmental and human health implications of grilling with wood pellets and chips: *Atmospheric Environment X* 100140 (2021) <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2021.100140>
- [15] Drobnia A., Jelonek I., Mastalerz M., Jelonek Z.: Developing methodology for petrographic analysis of solid biomass in reflected light. *International Journal of Coal Geology* 103959. (2022) <https://doi.org/10.1016/j.coal.2022.103959>
- [16] Jelonek Z., Fabiańska M., Jelonek I.: Quantitative Assessment of Organic and Inorganic Contaminants in Charcoal. *Resources* (2021), 10, 69. <https://doi.org/10.3390/resources10070069>
- [17] Działoszyńska-Wawrzekiewicz M.: Analiza możliwości unieszkodliwiania osadów dennych zanieczyszczonych mułem węglowym na przykładzie wybranego odcinka rzeki antropogenicznie zmienionej. (2014) <https://docplayer.pl/41011192-Instytut-ekologii-terenow-uprzemyslowionych-w-katowicach.html> [dostęp 04.04.2022].

BOTTOM SEDIMENTS IN ENERGY APPLICATIONS BASED ON PHYSICO-CHEMICAL AND PETROGRAPHIC ANALYZES

Key words: alternative fuels, toxic elements, petrographic analyzes

Summary. Bottom sediments from reservoirs, watercourses, and rivers have been used in agriculture since ancient times. Both natural and human-induced flooding of rivers or drying up of reservoirs allows farmers to use mud and sludge for soil fertilization. Today, apart from natural water bodies, we have many reservoirs resulting from mining activities. Typically, these are reservoirs with a limited supply of surface water, low groundwater inflow, and a relatively short time of mud and sludge deposition. The sediments were collected during the reclamation of the "Sosina" reservoir located in the southern part of Poland and are an interesting object of study due to the known genesis of the reservoir and their deposition time. The physicochemical composition of sediments and solids was determined based on petrographic analysis; the obtained results confirmed that they can be used in agriculture for improving sandy soils. In addition to the traditional use of bottom sediments for soil fertilization, the usefulness of the obtained mineral for energy purposes, both as a stand-alone product after dewatering and as an additive to other alternative fuels, was also considered based on the conducted research. Based on the chemical analysis it can be stated that the concentration of toxic metals is relatively low, which allows the use of these bottom sediments both for agricultural and energy purposes.

Iwona Jelonek – uzyskała tytuł magistra, doktora i doktora habilitowanego na Uniwersytecie Śląskim w Katowicach oraz MBA w Gdańskiej Fundacji Kształcenia Menedżerów. Jest zatrudniona na stanowisku profesora w Uniwersytecie Śląskim oraz jest Dyrektorem Centre for Biomass Energy Research and Education w US. Ponadto pełni funkcję przewodniczącej Doradźnej Komisji ds. Klimatu w Sejmiku Śląskim. Obecnie koncentruje się na badaniach biopaliw, paliw kopalnych oraz odnawialnych źródłach energii. iwona.jelonek@us.edu.pl

Sebastian Kuś – uzyskał tytuł magistra, na Wydziale Nauk Społecznych w Uniwersytecie Śląskim w Katowicach. Obecnie na Wydziale Nauk Przyrodniczych realizuje doktorat wdrożeniowy. W ramach prac naukowych jako Dyrektor Miejskiego Centrum Kultury i Sportu w Jaworznie prowadzi prace badawcze na obiekcie rekreacyjnym „Sosina”. sebastian.kus@us.edu.pl

Zbigniew Jelonek - uzyskał tytuł magistra i doktora na Uniwersytecie Śląskim w Katowicach. Realizuje liczne zadania biorąc udział w grantach badawczych na Wydziale Nauk Przyrodniczych w Instytucie Nauk o Ziemi US. Koncentruje się na pozyskiwaniu energii z biomasy i emisjach ze spalania paliw stałych. zjelonek@us.edu.pl

1 **Effects of Thermal Treatment of Food Using Barbecue Fuels on Ambient Air and Beach** 2 **Sands Within Recreation Facilities**

3
4 Sebastian Kuś¹, Iwona Jelonek¹, Zbigniew Jelonek^{1*}

5
6 Corresponding author: Zbigniew Jelonek*, mail: zjelonek@us.edu.pl

7
8 1. University of Silesia in Katowice, Faculty of Natural Sciences, 12 Bankowa street, 40-007
9 Katowice, Poland

10
11 Keywords: recreation space, air pollution, barbecue, petrography

12 **Abstract**

13
14
15 Organised bathing areas located within leisure facilities, in addition to the function typical of
16 their purpose, allow in most cases the use of their own barbecue facilities. This type of
17 cooking of food before consumption is very popular during leisure time at the waterfront.
18 However, cooking food on a barbecue produces fumes emitted from both the fuel being
19 burned and the food being grilled. In addition, the fat from the grilled food falls on the hearth,
20 contributing to the release of further toxic compounds and, in many cases, together with other
21 exhaust fumes, causing considerable smoke and the summer smog effect. Such cumulative
22 gases emitted by irregularly dispersed barbecues repeatedly irritate the respiratory tract of
23 beachgoers in the area of these devices, and the residue of unburned barbecue fuel
24 contaminates the resting area. Small pieces of charcoal of various textures tend to sink into
25 the sand when exposed to the elements and can pose a risk to young children playing on the
26 beach by causing choking and minor injuries. Therefore, taking into account the studies
27 carried out showing the adverse effects of active barbecues on beach sands and, above all, the
28 atmospheric air and directly on beachgoers, administrators of recreational facilities should
29 strive to concentrate these devices at a distance (up to several tens of metres) from beaches
30 and bathing areas.

31 **Introduction**

32
33
34 Recreation is inseparably linked to the concept of active use of leisure time, a period of
35 relaxation in the modern sense that emerged at the turn of the 20th century. Spending leisure
36 time at a leisure facility such as a swimming bath in its conception should lead to physical and
37 mental regeneration of the people resting there¹. While a friendly and aesthetically pleasing
38 environment is necessary for mental balance, cleanliness of the ground, water and air is essential
39 for rebuilding vitality in addition to physical activity. The air we breathe is probably the most
40 important factor from which it is difficult for us to isolate ourselves if it is contaminated². We
41 can limit our contact with the water at the bathing area by using swimming equipment, and we
42 can effectively separate ourselves from the sand with footwear and deckchairs. On the other
43 hand, the filtering of atmospheric air would be extremely cumbersome with the use and
44 installation of appropriate filters³. Therefore, taking care to maintain high air standards in terms
45 of above-normal air pollutants in the form of dust PM_{2.5}, PM₁₀⁴ and chemical compounds (H₂
46 S, NH₃, Cl₂, HCHO, SO₂, CO, NO₂, RI*) at public facilities is very important. Eliminating or
47 consciously targeting the transmission of air pollutants generated during barbecuing processes
48 in charcoal and charcoal briquette-fuelled barbecuing equipment⁵ is an important element in the
49 management of recreational facilities. It should be mentioned that apart from the mere
50 noticeable visual effect in the form of smoke and the intense smell of burning fuel combined

51 with the smell of fried food altogether causing discomfort to beach users, uncontrolled dispersed
52 barbecuing carries many other hazards⁶. The most annoying and perceptible are the irritants
53 (RI) emitted during the heat treatment of food, which, in addition to the mere effect of odour
54 discomfort, also carry adverse effects on the entire human body⁷. By irritating the respiratory
55 tract, they can cause inflammation and allergic reactions and contribute to the formation of
56 long-term rhinitis in the respiratory system⁸. As a result of prolonged exposure and inhalation
57 of the lungs, nose, mouth, larynx and trachea, the conditions caused by these substances also
58 contribute to the formation of carcinogenic reactions in these organs⁹. Another hazardous
59 component of barbecue smoke is particulate matter, and the spectrum of this emission includes
60 most carcinogenic dust characterized by a diameter between 2.5 and 10 microns¹⁰. The chemical
61 compounds formed under the influence of high temperatures in reaction with nitrogen,
62 especially nitrogen oxides in higher concentrations, can adversely affect the entire human body
63 as well as human mental health¹¹. High concentrations of the abovementioned oxides may
64 accumulate in living organisms both for a short period or in relation to staying in this type of
65 polluted atmosphere with low nitrogen oxide concentration, but for a longer time¹². A highly
66 dangerous gas that poses a health risk when inhaled is also carbon monoxide. While carbon
67 dioxide in the open air may have a slightly suffocating effect, inhalation of carbon monoxide
68 manifests itself through headaches and nausea. It should be emphasized that the duration of
69 inhalation in the open air is of great importance in the case of CO inhalation, while the
70 concentration of the gas is lower when barbecuing¹³. The other gases isolated during the study,
71 i.e. H₂S, Cl₂, HCHO, and SO₂ may also cause adverse health effects due to their prolonged
72 inhalation. These include inflammation of the respiratory tract and mucosal irritation leading to
73 erosions and tissue degeneration¹⁴. In the vicinity of active barbecue facilities, less active
74 beachgoers tend to be the most vulnerable to inhaling fumes. Preferring a leisure pattern of
75 lounging and sunbathing results in constant exposure to fumes emitted during food preparation
76 from both burnt fuels and grilled food. A different topic, although closely related to the use of
77 barbecue fuels and equipment, is the maintenance of clean beach sands. In most cases, many
78 solid (unburned) elements in the form of charcoal, aluminum foil and organic residues remain
79 in the barbecue ashes after the barbecue is over. These elements of different dimensions and
80 structures and in different forms of wood behaviour enter and mix with the beach sand after the
81 pyrolysis process. The visual consequence of this is that the sand turns from a light yellow
82 colour to a less aesthetically pleasing grey colour and poses a potential health risk to beachgoers
83 by causing possible injuries and infections. This risk is compounded by the amount of additional
84 unwanted solid contaminants in the beach sands associated with both the barbecue process and
85 the presence of significant numbers of people in a small area¹⁵. The main problem in calculating
86 the surface of the beach in terms of charcoal and litter in the sands by visual inspection is their
87 construction. Sandy beaches are made or naturally filled with loose sedimentary rocks, which
88 contributes to solid elements sinking into their structure over time. The movement of the sand
89 itself, caused by natural factors¹⁶ (precipitation, wind) as well as the mixing of the substrate by
90 beach users themselves through direct physical contact, contributes to this.

91
92 RI* - NO₂, O₃, CL₂, HC

94 **Research area**

95
96 A study of the effects of the exhaust fumes from barbecue burners on air composition was
97 carried out at the recreation and sports centre, "Sosina". The site is located approximately 10
98 km from the centre of the Polish city of Jaworzno in central Europe (50°14'23.1"N
99 19°19'41.3"E). The recreational reservoir in question is a relatively young reservoir created on
100 the site of the former "Szczakowa" Foundation Sand Mine. The pit was filled with water after

101 mining had ceased and, thanks to the sandy substrate, was quickly adapted for recreation by
102 the local population. The shallow expanse of the "Sosina" reservoir is also particularly
103 conducive to the use of the beach, which is covered with pale yellow sands with grain sizes
104 from 0.1 to 2 mm (Fig. 1).
105



106
107 **Fig. 1.** Location of the study area (beach at the "Sosina" reservoir).
108

109 The all-day use of the recreation area is conducive to the decision to prepare one's own meals,
110 and as the resort's regulations do not prohibit barbecues, this method has been successfully
111 adopted in the area. The semicircular beach slopes gently down to the floodplain to the north
112 and is bounded on the south by an escarpment with sparse trees. Barbecue pitches are not
113 located in the centre of the beach for natural reasons (wind in the open). Usually, the
114 barbecues are located along the shoreline bordering the water or on the north side of the
115 beach, where the barbecues are protected from the wind by a natural escarpment and
116 vegetation (Fig. 2).

117 118 **Methodology**

119
120 To determine the impact of food processing using barbecue grills with charcoal and charcoal
121 briquettes on the ambient air, tests were carried out in the vicinity of the active appliances.
122 Two Atmon FL analysers, certified in accordance with PN-EN standards¹⁷ and equipped with
123 10 measuring sensors, were used to measure individual gases and aerosols contained in the air
124 in the study area. The concentrations of individual gases were determined in the air under
125 study: CO, RI, HCHO, NH₃, H₂ S, SO₂, NO₂, Cl₂ and particulate matter PM_{2.5} and PM₁₀,

126 included in the smoke emitted from barbecue equipment¹⁸. Air temperature and humidity,
 127 atmospheric pressure, precipitation totals, wind direction and speed, and the percentage of
 128 total cloud cover during each measurement were also recorded. The tests were performed in
 129 2021 during the bathing season on every Sunday of the month starting from 27 June to 26
 130 September. A total of 11 measurement cycles were carried out, covering the same driving
 131 trajectory in the vicinity of active barbecue fireplaces. The measuring apparatus was mounted
 132 on a wheeled trolley, allowing it to move along a fixed measurement trajectory of
 133 approximately 412 m (Fig. 2). It took approximately 8 minutes (at an average speed of 3
 134 km/h) for the entire trajectory to be covered, during which measurements were taken by the
 135 Atmon FL analysers at one-second intervals.
 136



137

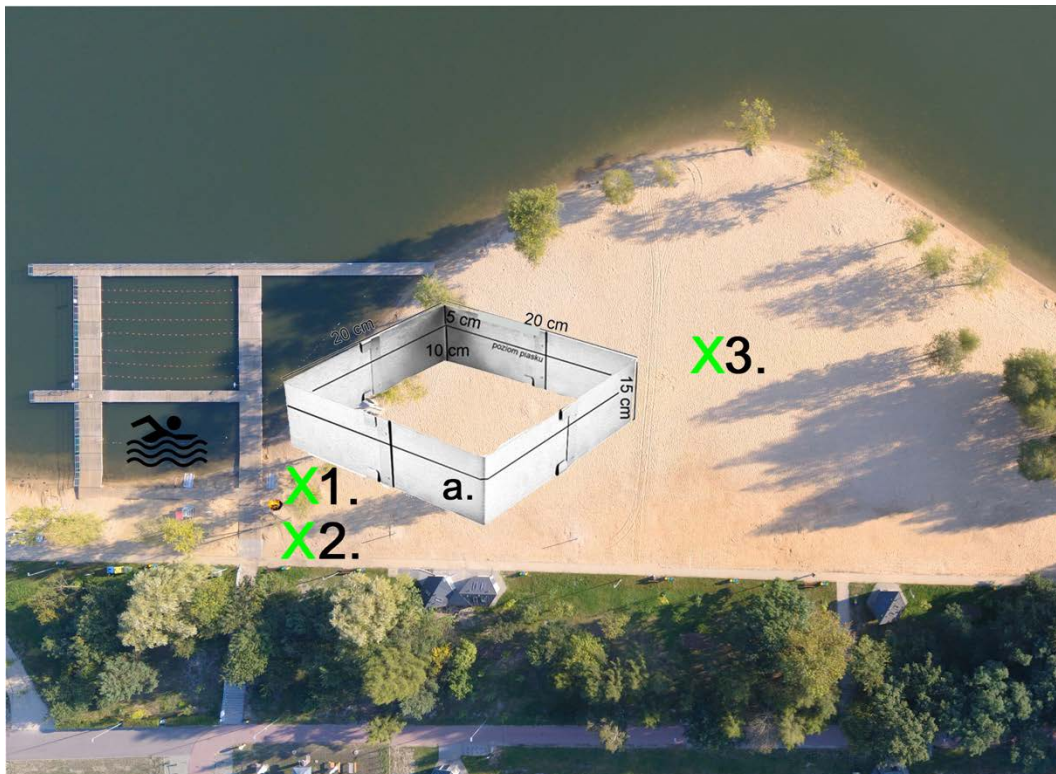
- route (≈ 412 m) for the trolley with the installed measuring equipment
- ☞ - location of barbecue facilities
- X - sampling points for petrographic tests

138 **Fig. 2.** The trajectory of the drive with the measuring apparatus along the beach.

139
 140 Barbecues were driven past at a constant speed between 0.5 m and 0.7 m. Because the
 141 barbecue equipment was most often run between 1:00 PM and 3:00 PM, measurements of the
 142 exhaust fumes emitted by the barbecue equipment were carried out during this time interval.
 143 To determine the impact of barbecuing on the quality of beach sands, the sand was tested for
 144 twelve elements considered toxic. The concentrations of each element in the test material
 145 were also determined, and the results were compared with reference values. The sands were
 146 analysed in situ in the area of the jetties marking the bathing area (50°14'22.8 "N 19°19'37.6
 147 "E - Fig. 2). This area was selected because it had the highest concentration of barbecue
 148 equipment. Measurements were taken at a distance of approx. 5 m (measurement no. 1) and 9
 149 m (measurement no. 2) from piers built on the beach at the "Sosina" reservoir. Fig. 3. One
 150 measurement (measurement no. 3) was also taken at a site where no active barbecue facilities
 151 were found and which was 30 m away from the nearest identified barbecues during the entire
 152 study period. The beach sands were analysed in situ using a Vanta M-series instrument (X-ray
 153 fluorescence analyser) measuring the concentrations of individual elements (As, Ba, Cr, Sn,
 154 Zn, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg).

155 Three samples of beach sands were also taken to determine the qualitative and quantitative
 156 impact on beach pollution of solid elements such as fossil and charcoal, coke, slag, glass,

157 metals, biomass, rust, and petroleum products (plastics, oils, grease, etc.). Analogous to the
 158 analysis for toxic elements, sands were taken from the area of the highest accumulation of
 159 barbecue equipment and sequentially each sample separately from points 1, 2, and 3 (Fig. 3).
 160 The sands were sampled using a 20 cm x 20 cm x 15 cm mold, obtaining approximately 600 g
 161 of test material each time. The material thus collected was ground with a grinder to a grain
 162 size of approximately 2 mm. Subsequently, each sample was passed through a set of sieves
 163 1.5 mm - 1 mm - 0.5 mm, and from the 0.5 mm sieve, random material (approximately 15 g)
 164 was taken with a measuring cup. The collected material was placed in a 40 mm diameter mold
 165 and cold-included in Struers' Specifix-20 Kit resin. Once the resin had set, the specimen was
 166 sanded using 400- and 1200-grit aqueous paper, removing excess resin and levelling the test
 167 surface of the specimen. The specimens prepared in this way were subjected to white-light
 168 microscopic observation in oil immersion after rinsing with an ultrasonic bath. A ZEISS
 169 AxioImager M2m optical microscope with an automatic 75 × 50 scanning table and MCW-2
 170 ECO control panel was used to observe and determine the qualitative and quantitative
 171 composition using the oil immersion method at 500X magnification. For each sample, 1,000
 172 measurements were taken during the automatic slide, counting each identified component
 173 separately at the intersection of the crosshairs placed in the binocular, and the volumetric
 174 composition was automatically calculated in the analysis software¹⁹.
 175



176
 177 **Fig. 3.** Location of beach sand sampling, a former for sampling loose sedimentary rocks.
 178

179 **Results and discussion**

180
 181 During test runs around the beach (Fig. 2) with the measuring apparatus, significant or smaller
 182 variations in measurement readings were found when approaching and moving away from
 183 active barbecues. Factors determining weather conditions were also included in the analysis of
 184 the extent of the impact of barbecue fumes (Table 1). Mainly wind direction and wind
 185 strength were included in the study as the factors most influencing the dispersion or
 186 concentration of the measured fumes. The other weather indications, i.e. The air temperature,

187 level of total cloud cover and precipitation did not significantly affect the smoke area but
 188 probably had a strong influence on the number of active barbecue devices on a given
 189 measurement day.

190
 191

Table 1. Summary of weather parameters on each study day.

Date	Hour [PM].	Temperature [C]	Precipitation total [mm]	Humidity [%]	Wind speed [km/h]	Wind speed - from	Cloud cover total [%]	Pressure [hPa]	Number of active grills
27.06.2021	02:00	24.7	0	60.1	3.6	W	41	987	2
04.07.2021	01:45	24.1	0	44	11.9	WNW	35	982	2
11.07.2021	01:30	24.8	0	59.5	18.7	ENE	94	986	3
18.07.2021	01:50	27.8	0	66.6	5.5	N	67	984	3
25.07.2021	01:30	23.3	0.1	49.9	12.2	S	55	982	2
01.08.2021	01:40	21.2	0.8	80	7.7	SEZ	60	976	1
08.08.2021	01:55	23	0	57.5	6.1	WSW	14	983	2
15.08.2021	02:05	28.9	0	48.5	1.4	W	26	984	5
22.08.2021	01:35	25.2	0	45.8	2.8	S	67	978	3
29.08.2021	01:30	22.4	0.1	78.7	5	NNE	14	982	2
05.09.2021	01:30	18.2	0	56.6	22.7	E	0	994	0

192

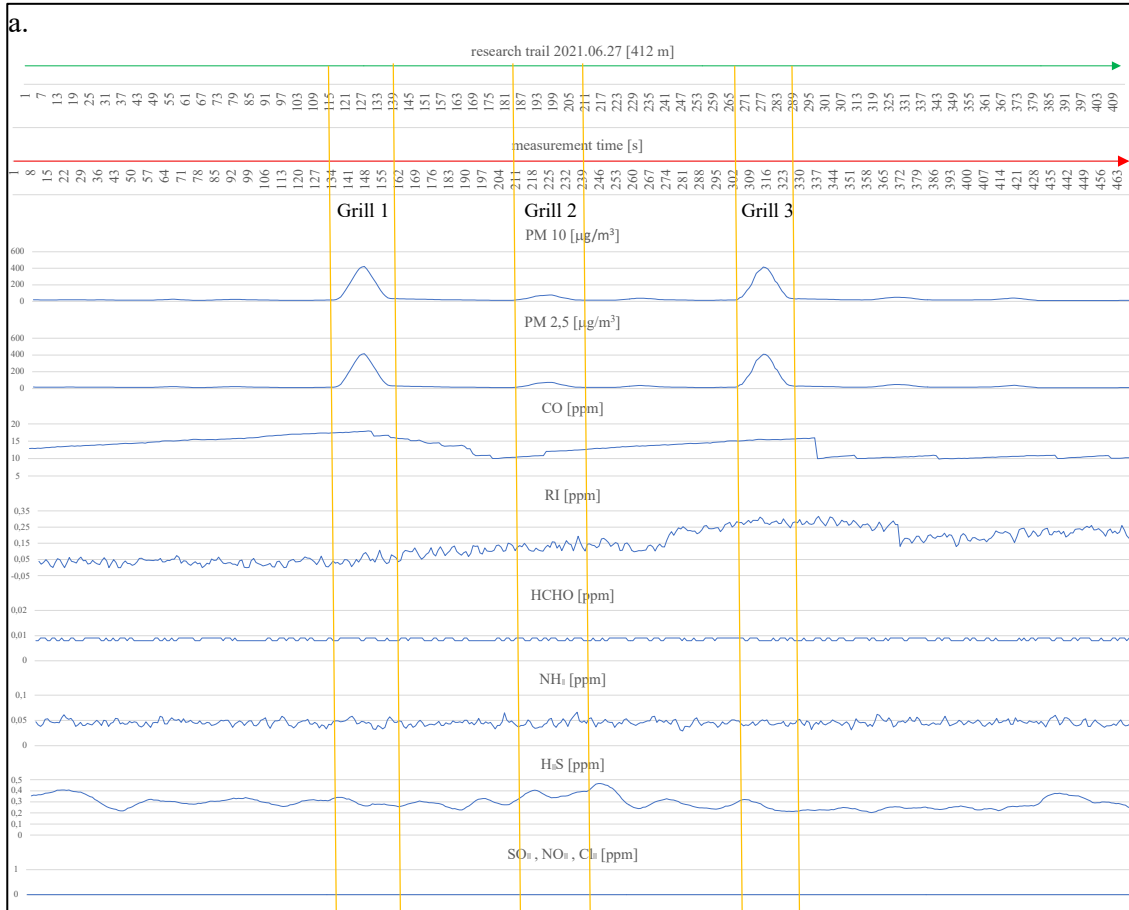
193 On the first measurement day (Fig. 4, a.), three working barbecue units were located, and it
 194 was noted for barbecue units No. 1 and 3 that the degree of ignition and the advancement of
 195 grilling of meat dishes was in the middle phase of operation. Barbecue No. 2 did not have food
 196 products placed on it for cooking and was in the quenching phase. The extinguishing hearth
 197 (grill no. 2), despite its low gas emissions (min. 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, max. 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM2.5 and PM10),
 198 shows an impact on the air condition in a radius of up to 9 metres. An increase in parameter
 199 levels can be seen by comparing the average measurement (17 - 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM2.5 and PM10)
 200 at locations distant from the grills to the site of the grills and the start of a clear increase in the
 201 measured parameters until the point where these parameters drop to background levels
 202 (approximately 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). A similar spread of emissions is shown by grills 1 and 2 within a 10
 203 m radius of the hearth. Outside the indicated emission range, grills 1 and 2 emit above-normal
 204 levels of particulate matter (up to 423 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM10 and 417 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM2.5). CO
 205 concentrations also show an increasing trend in the vicinity of the barbecues and a decreasing
 206 recorded value when moving away from the barbecue equipment. There is also a noticeable
 207 spread of CO over a large area around the grills, taking values from a minimum of 10,095 ppm
 208 to a maximum value of 17,951 ppm. The relatively flat level of the graph for CO and its large
 209 spread, but with a low nominal value, is probably related to the very weak wind force recorded
 210 (3.6 km/h) at the time of the measurements. The irritants (RI) in the vicinity of the barbecues
 211 also show a slight increasing trend; in particular, this increase is noticeable at barbecue No. 2,
 212 where the RI takes a maximum value of 0.159 ppm. The gases HCHO, NH₃, and H₂ S do not
 213 show an upward trend during the measurement related to the presence of active barbecue
 214 equipment. The other gases, SO₂, NO₂, and Cl₂, were not recorded by the measurement systems.
 215 On the following measurement day (Fig. 4, b.), two active grills were recorded during the
 216 measurement cycle. We can determine the radius of influence of the first as well as the second
 217 of the grills on the basis of the increases and decreases of the measured parameters PM2.5 and
 218 PM10, and it is at the level of 14 metres. Grill No. 1 shows significantly higher emission values
 219 for the individual gases, i.e. for PM10 from 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 719 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ at the device itself, and for
 220 grill No. 2, these values take on PM10 from 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 231 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A slight upward trend in

221 the vicinity of the grills also occurs at Grill No. 1 for CO from 15,663 ppm to 17,291 ppm and
222 a marked increase in H₂S levels starting from Grill 1 through the continuation to Grill 2 at
223 levels ranging from 0.008 ppm to 0.242 ppm. For CO, this increase is undoubtedly related to
224 the quality of the fuel and the direction (WNW) of the wind. The radius of influence of the grills
225 in question at the time of measurement was in the range of 12 metres. A survey of emissions
226 from barbecue burners on the eleventh of August revealed three active barbecue devices (Fig.
227 4., c). Grill No. 2 showed the highest emissions (PM10 ranging from 19 µg/m³ to 667 µg/m³),
228 with the smallest range with a radius of approximately 9 metres. Grill Nos. 1 and 2 were
229 characterised by low emissions in the range for PM10 between 18 and 294 µg/m³, while values
230 ranging from 23 µg/m³ to 108 µg/m³ were recorded for Grill No. 3. Increases in readings for
231 CO were also recorded at barbecue No. 3 (17,221 ppm), while the other barbecues (1 and 2)
232 showed no increase peaks for CO, which was probably related to the high wind force (18.7
233 km/h), which diluted the emissions of this gas. In addition, despite the windy weather, emission
234 peaks were recorded for HCHO (0.04 ppm) and RI (0.007 ppm) and slightly for Cl₂ (0.112
235 ppm) in the case of barbecue No. 1. During measurements taken on the eighteenth of August,
236 emissions from three barbecues were also recorded (Fig. 4., d). Two of the grills (1 and 2) were
237 in the extinguishing phase, but with fried products on the grates and grill No. 3 was also fully
238 lit with food products laid down, but only in the initial grilling phase. The results obtained from
239 the PM10 and CO measurements were used to determine the radius of influence of the barbecue
240 fumes. Barbecue Nos. 1 and 2 raised the readings of the aforementioned parameters within a
241 radius of approximately 10 metres, while barbecue No. 3 affected the air within a radius of 20
242 metres, polluting the air to a significant extent. At barbecue No. 3, readings for PM10 ranged
243 from 4 µg/m³ to 904 µg/m³ at the unit itself. For undetermined reasons (the wind force was only
244 5.5 km/h), both the RI (0 ppm-0.203 ppm) and NH₃ (0.028 ppm - 0.055 ppm) measurements
245 had high variability and values compared to the other measurement days. The obtained RI and
246 NH₃ results, however, cannot be linked to the barbecue equipment. It is likely that the influence
247 on these parameters was external and related to the southern (SW - location of the Jaworzno
248 coal-fired power plant) wind direction. On the next measurement day (Fig. 4, e), the emission
249 values from the two grills and their range of influence were measured. Grill No. 1 showed an
250 increase in emissions for H₂S (0 - 0.088 ppm) and for PM between 16 µg/m³ and 853 µg/m³
251 in the vicinity of the grill. We can determine the range (radius) of the impact of barbecue exhaust
252 from barbecue No. 1 from the increase in PM10 parameters to be approximately 9 metres.
253 Barbecue No. 2, in addition to PM10 emissions (17 µg/m³ - 942 µg/m³), shows increased
254 emission parameters for CO to 32.076 ppm and H₂S to 0.016 ppm in the immediate vicinity of
255 the unit. We can read the radius of influence of Grill No. 2 from the graph at 14 metres.
256 Measurements carried out on the first of August (Fig. 4., f) due to the rainy weather showed the
257 presence of one active grill. Elevated gas emissions were found within 10 metres of the unit.
258 High PM10 concentrations of up to 978 µg/m³ were recorded, with an average background level
259 of approximately 14 µg/m³. In addition, the active grill showed high emissions of CO (5,615
260 ppm), RI (0.069 ppm) and, with a slight shift in line with the direction of the air masses, HCHO
261 at the highest concentration of 0.044 ppm. On the eighth of August, emissions were recorded
262 from two grills (Fig. 4, g). Unit No. 1 covered a circle of approximately 15 m radius with
263 emissions and showed an increase in PM10 emissions of 112 µg/m³. Grill No. 2 showed
264 emissions for PM10 ranging from 10 µg/m³ to 240 µg/m³. The CO concentration that can be
265 associated with the barbecue process extends over a large area of approximately 170 metres and
266 does not reach high concentrations, reaching a maximum of 14,916 ppm. The other measured
267 gas concentrations are not related to barbecuing and, as with the measurements on the
268 eighteenth of July, are related to wind direction (WSW) with external industrial pollution. The
269 highest number of active barbecues was recorded on the fifteenth of August (Fig. 4, h).
270 Barbecue No. 1 particularly stood out in terms of the extent of its impact on the surrounding

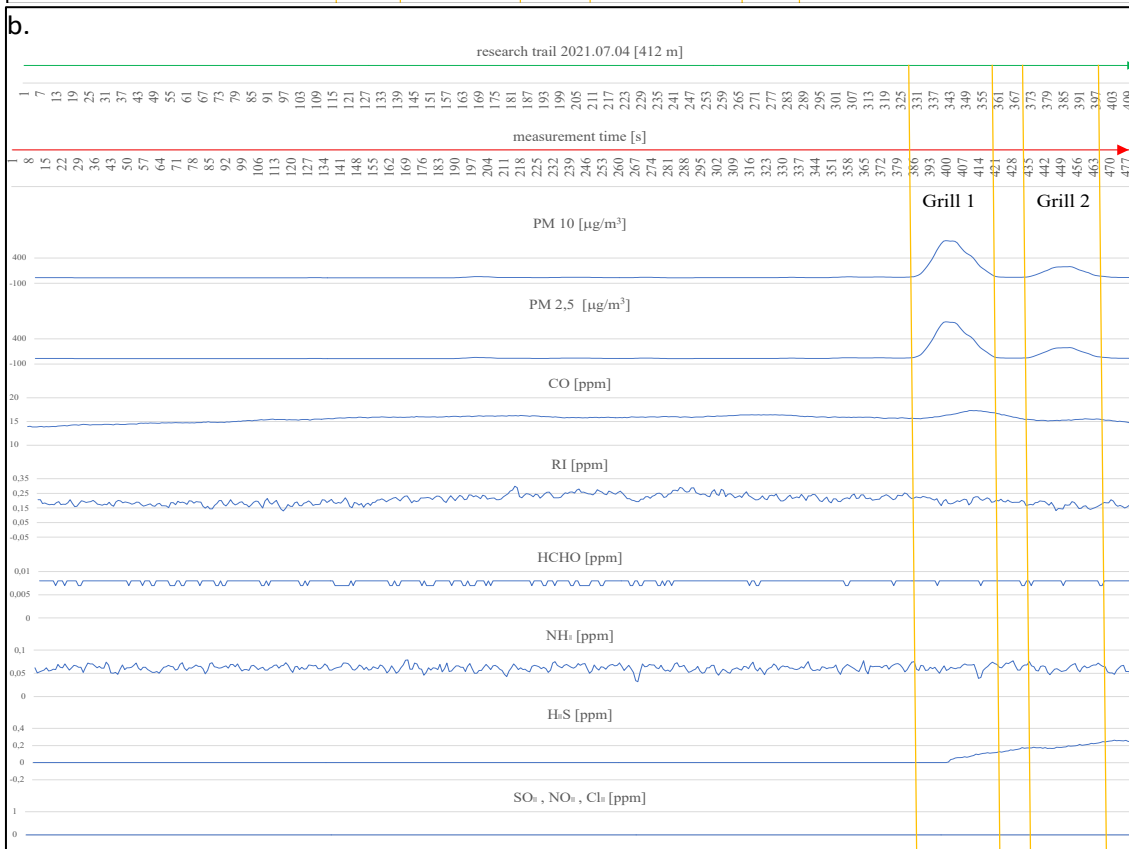
271 air, contributing to a maximum increase in PM10 emissions from 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 1001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ over
272 48 m (24 m radius). The other emitted gases from Grill No. 1 spreading over such a large area
273 were CO reaching a concentration at the grill of 49.599 ppm and RI (0.138 ppm). In addition,
274 an elevated value for HCHO (0.066 ppm) could be seen at the unit itself. Grill No. 2 covers an
275 area with an 8-metre radius and has a rather flat emission curve for PM10 at the highest level
276 of 486 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and for CO 27.717 ppm. However, it was not possible to tell without disturbing
277 beachgoers whether it was in the quenching stage or whether it was being fuelled with high-
278 quality fuel due to the closed design of the unit (furnace cover). It could also not be ruled out
279 that the design of the appliance itself was causing a reduction in the amount of gases coming
280 out of it. During the entire test cycle, all measurements were taken in the vicinity of the
281 uncovered grills (hearths without lids). The radius of influence of the other grills was
282 approximately 9 metres for grill 3, approximately 20 metres for grill 4, and approximately 14
283 metres for grill 5. Grills 3, 4, and 5 also had similar emission ranges for PM2.5 and PM10
284 ranging from 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 970/988 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Grills 3, 4, and 5 also increased CO in the ambient
285 air to the extent of 33,665 ppm for No. 4, 49,182 ppm for No. 5 and 54,923 ppm for Grill No.
286 5. There was also an increase in HCHO emissions to 0.02 ppm for grill No. 4. Measurements
287 of grill exhaust concentrations taken on the twenty-second of August (Fig. 4., i) showed an
288 increase in concentration ratios for three grills. Grill 1 and 3 were in the extinction phase (with
289 food products on the grill) and emitted PM10 and PM2.5 and CO over a considerable distance
290 (grill 1 within 20 metres, grill 3 within 15 metres). PM10 reached its highest concentrations at
291 129 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for barbecue No. 1 and 68 ppm for barbecue No. 3, and CO at its maximum
292 concentration was recorded at 8,981 ppm for barbecue No. 1 and 7,888 ppm for barbecue No.
293 3. Barbecue No. 2 also polluted the air with exhaust fumes within a considerable radius of
294 influence (approximately 30 metres), which was probably, for all the barbecues on this
295 measurement day, related to the low wind speed (2.8 km/h) and the relatively low atmospheric
296 pressure (978 hPa). In the case of the measurements taken for PM10, the highest concentration
297 was recorded at the device itself at a maximum level of 415 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and for CO approximately
298 10 meters from the barbecue (10,636 ppm). On the twenty-ninth of August, the impact on the
299 atmospheric air composition of two active grills was recorded (Fig. 4, j). Barbecue No. 1
300 emitted fumes within a radius of approximately 15 metres, and the highest concentration for
301 PM reached 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and for CO at a maximum level of 26,211 ppm. No. 1 barbecue had no
302 food products on it, and the fuel itself was in the final burnout stage. Barbecue No. 2, in contrast
303 to barbecue No. 1, was only fired up using kindling, the fuel in the barbecue was charcoal
304 briquettes, and the food to be cooked had not yet been placed on the grate. The radius of
305 influence of barbecue No. 2 (approximately 6 metres) on the composition of the surrounding
306 air was relatively small compared to all previous measurements and was probably due to the
307 initial phase of its use. Maximum concentration readings for PM10 were measured at 84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
308 and for CO at 22,865 ppm. The last measurements along the designated measurement route on
309 the beach at the "Sosina" reservoir were made on the fifth of September (Fig. 4, k). Although it
310 was a cloudless day with no precipitation, it is likely that the temperature at 18°C effectively
311 limited the number of people using the facility. Additionally, no active barbecues were recorded
312 on this day and at the scheduled measurement time. For PM10, the instruments showed the
313 highest concentration at an average level of 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, and for CO, the concentration was
314 recorded at an average level of 22.8 ppm²⁰.

315

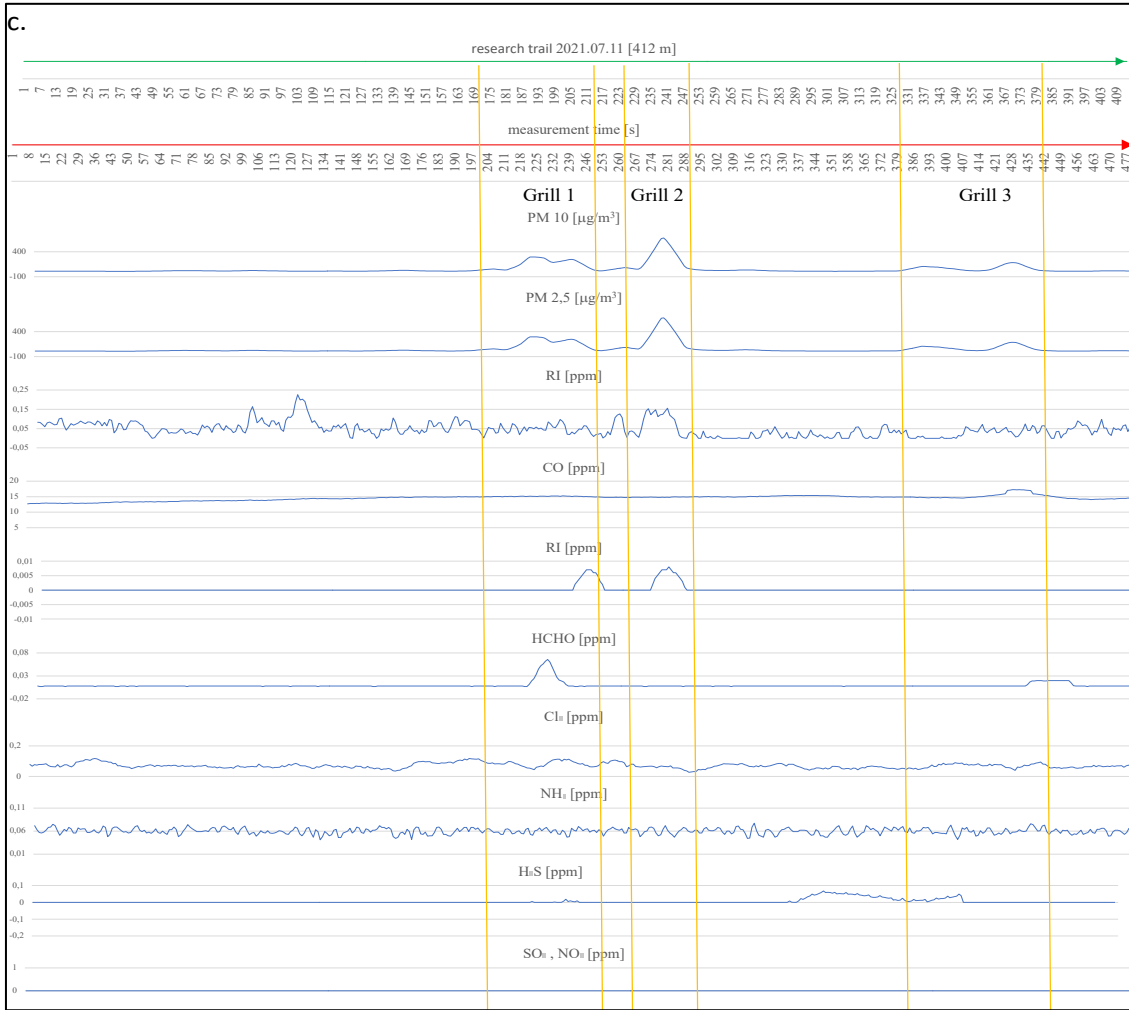
316



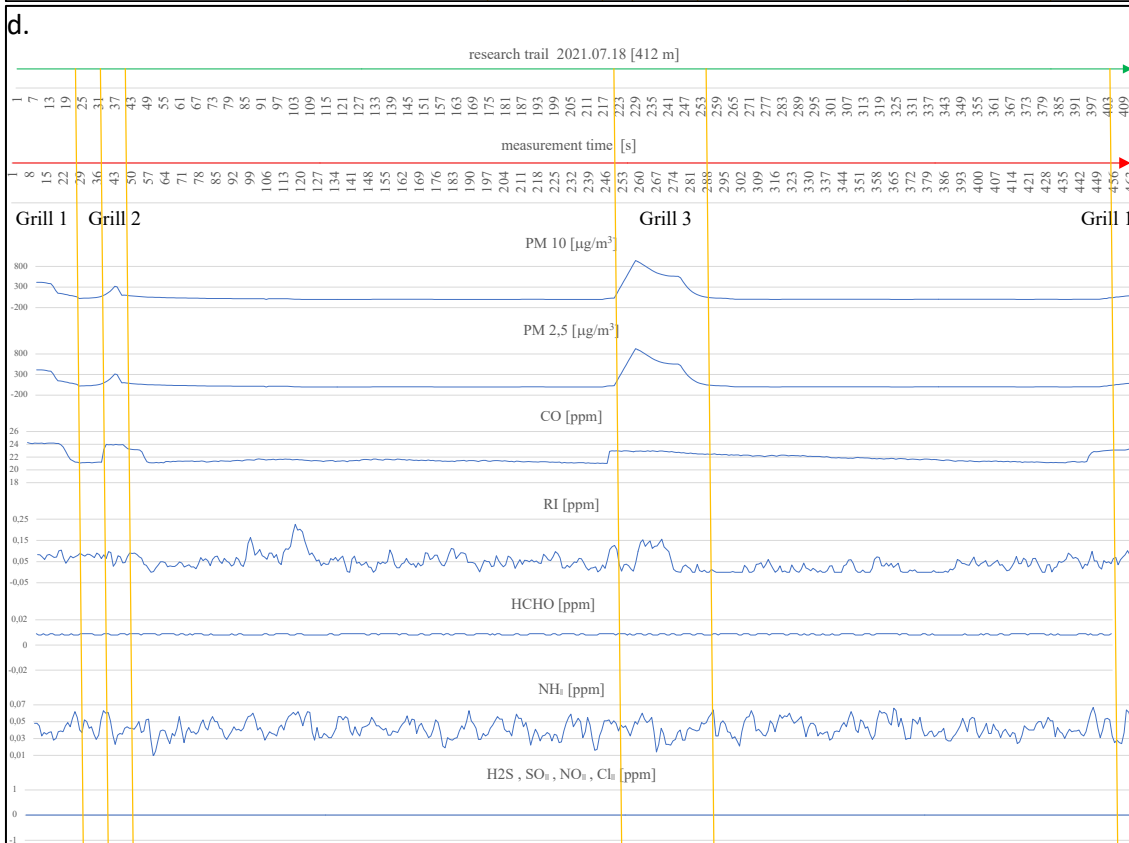
317



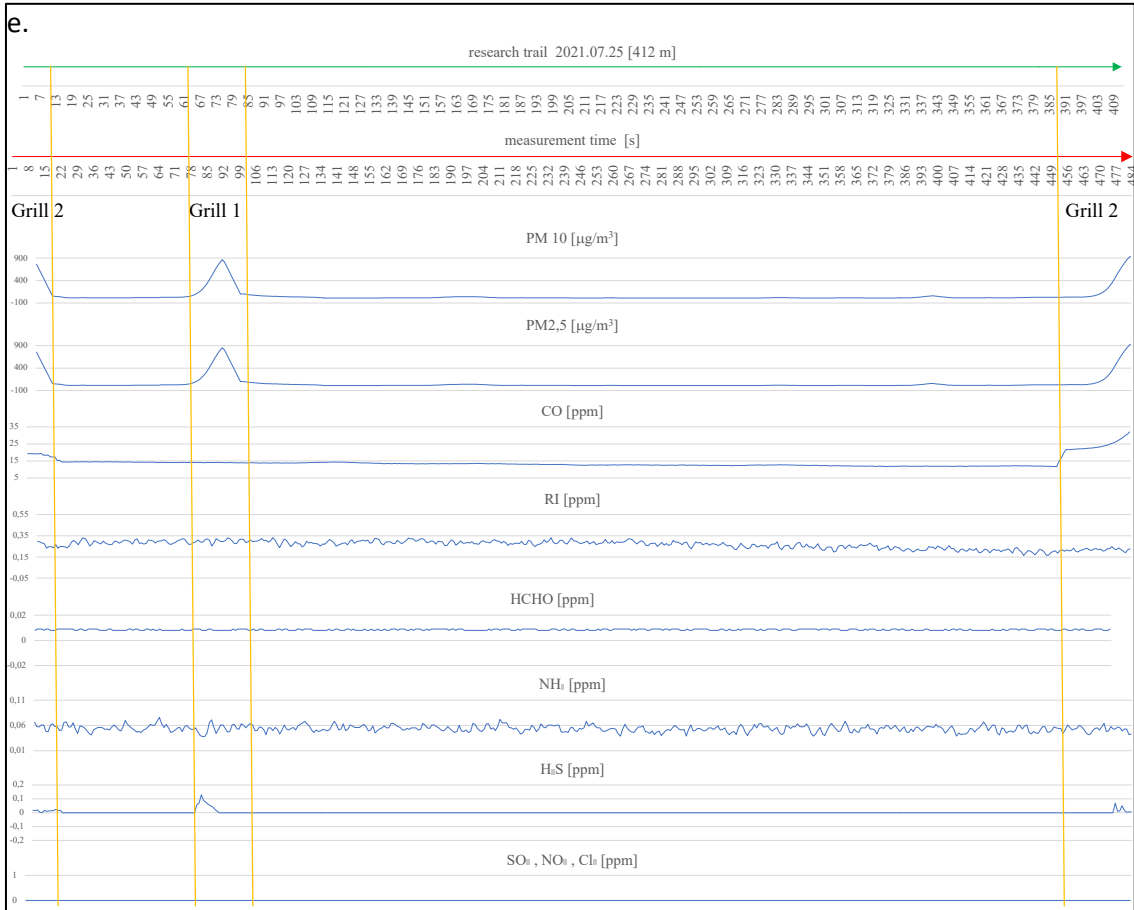
318



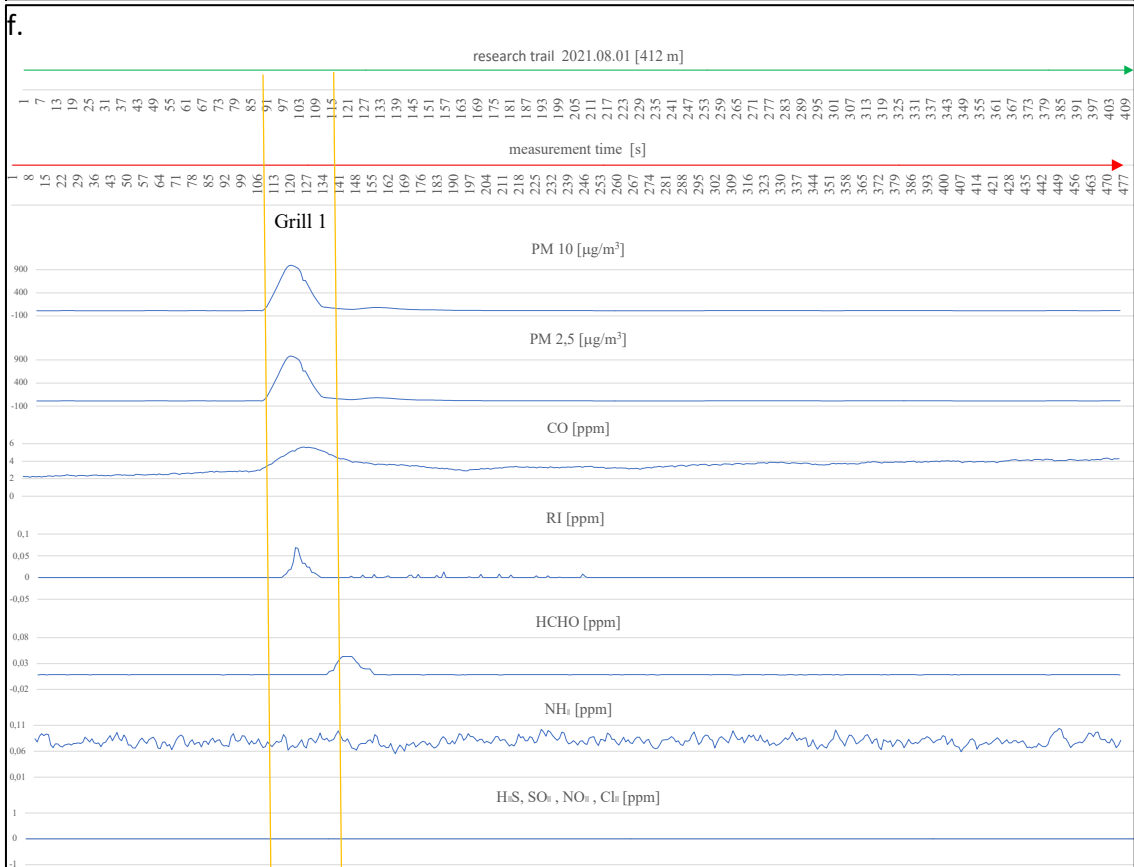
319



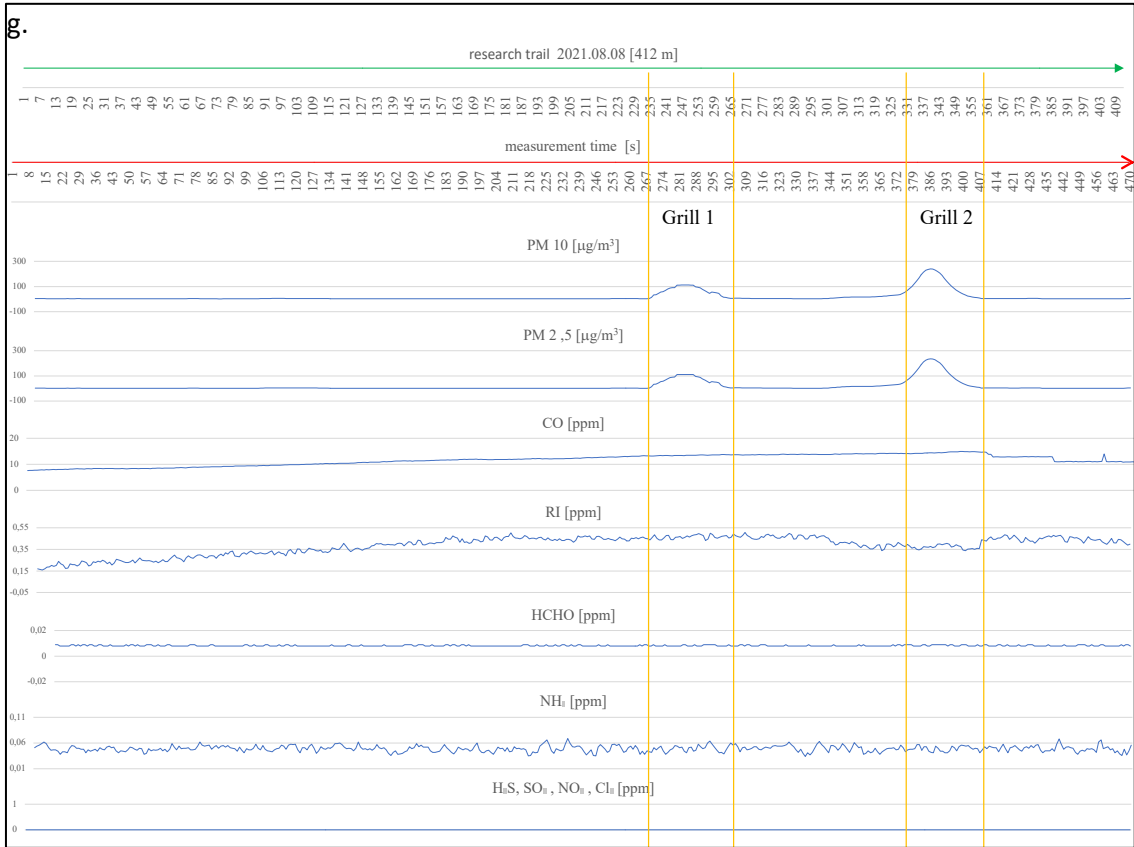
320



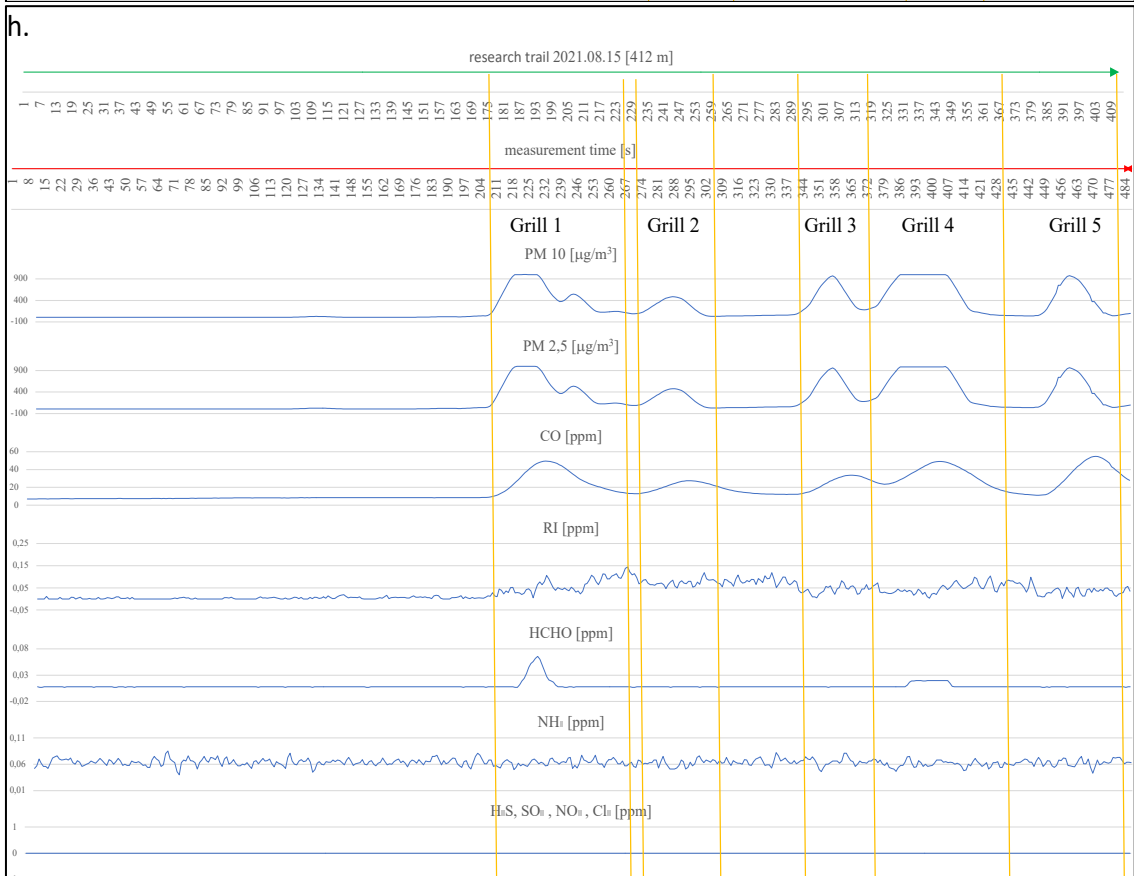
321



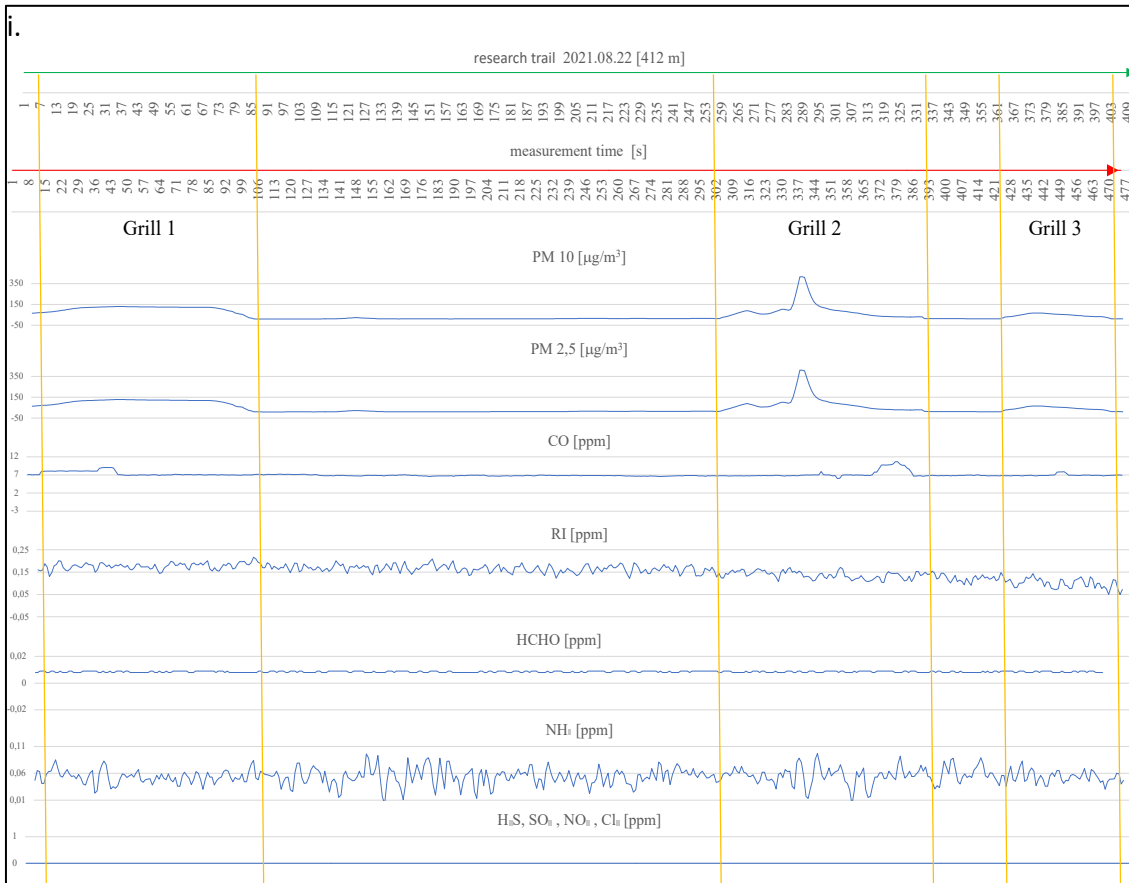
322



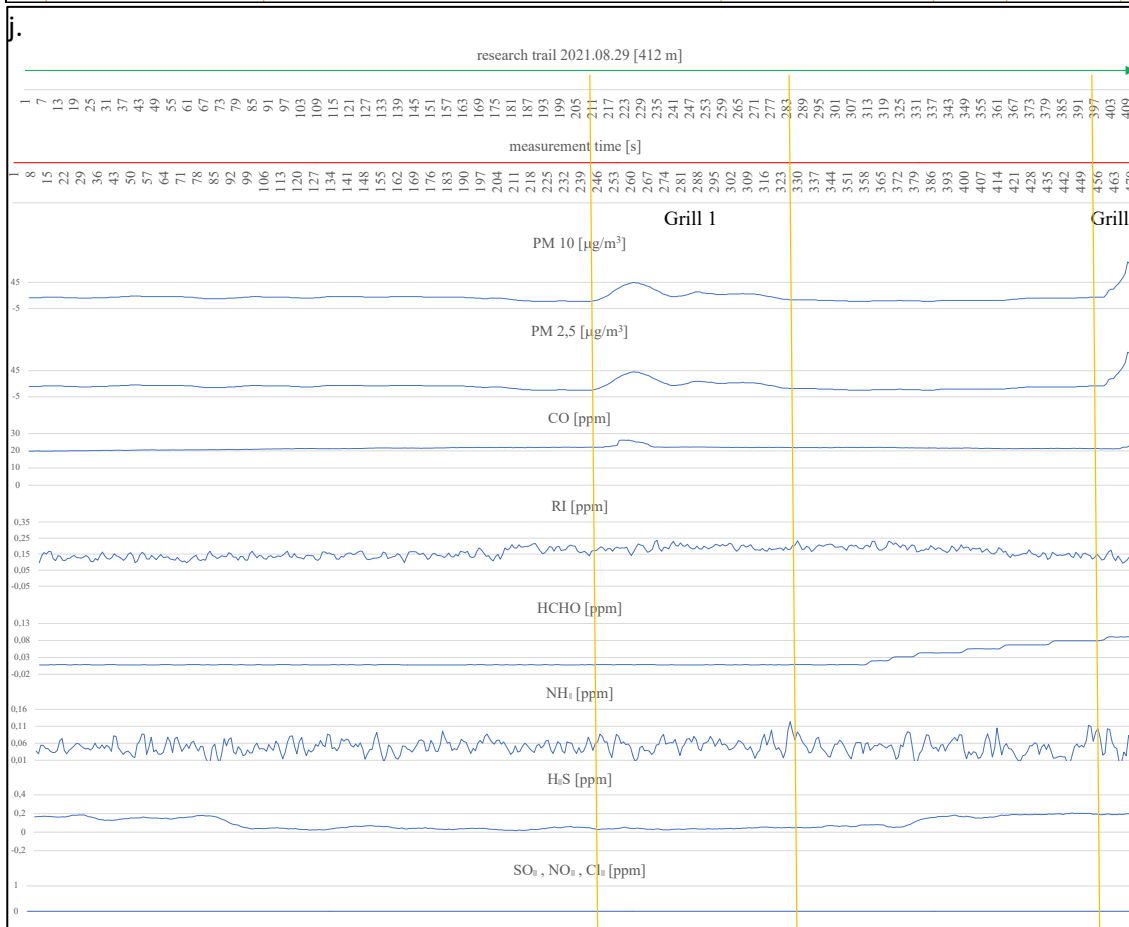
323

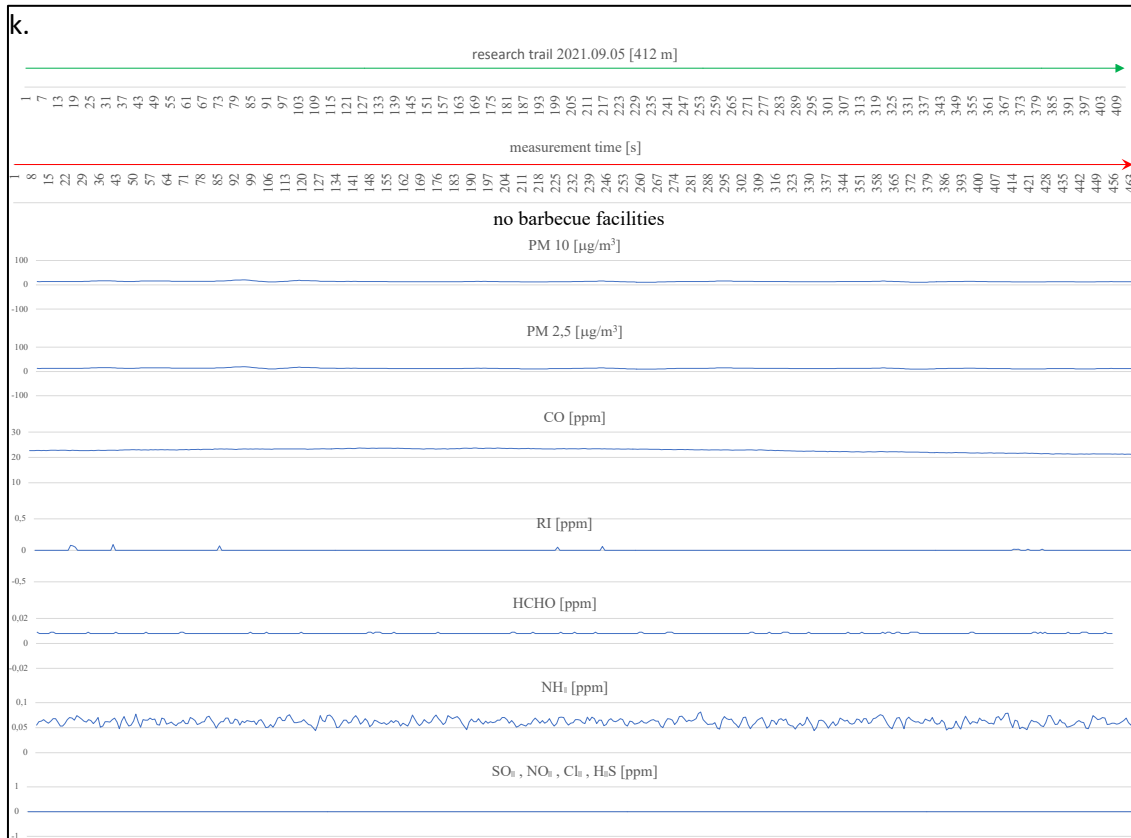


324



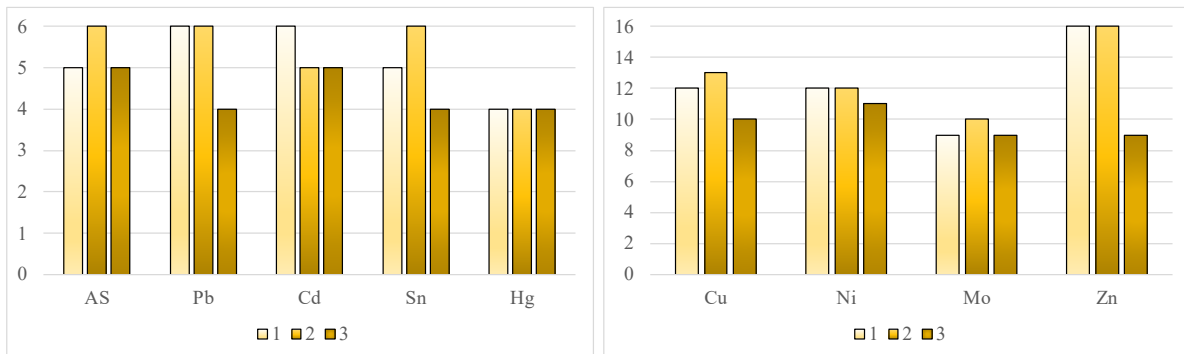
325





326
 327 **Fig. 4.** Summary of measurements of gases emitted by active barbecue equipment taken on
 328 each test day.
 329

330 As a result of the analysis for the presence of elements in the beach sands located near the
 331 grills in use (measurements 1 and 2) and one site away from these appliances (measurement
 332 3), a distribution of the concentration of these elements in the analysed sites was obtained
 333 (Fig. 5). Of the twelve elements determined, higher concentrations were found for eight
 334 elements (Pb, Sn, Cu, Ni, Zn, Ba, Co, Cr) during measurements near the grills. Measurements
 335 taken at a location away from the barbecue equipment showed lower concentrations of all the
 336 elements determined.
 337



338

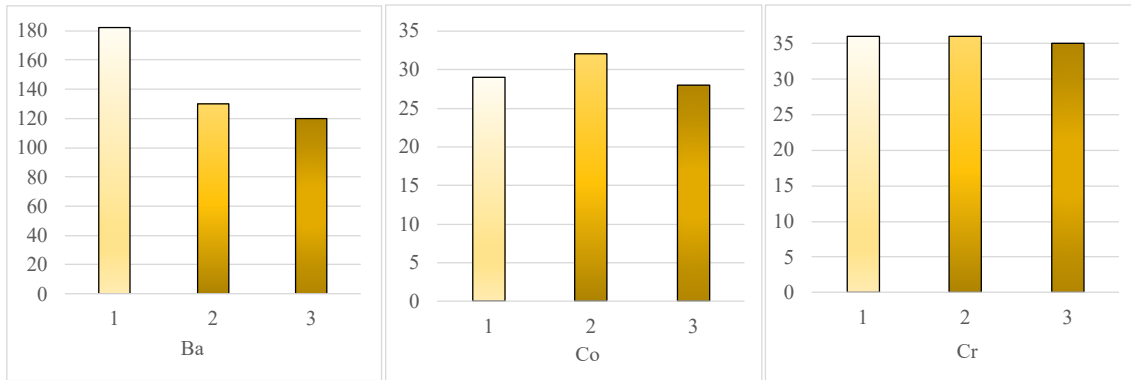


Fig. 5. Graphical representation of the distribution of the elemental content of the beach sands across the samples.

Table 2 shows the reference values (under standard) for the content of individual elements in Group I soils - sports and recreation areas²¹. Apart from cadmium (Cd), whose reference value is exceeded almost twice, the other elements do not show concentrations above the recommended values. The measured values in the beach sands for As, Cr, Zn, Cu, Mo, and Pb can be described as very low in relation to the limit values. However, a slight increasing trend is noticeable for the concentrations of these elements in the sites (1 and 2) directly used for food processing in barbecue equipment. For nickel (Ni), there is a concentration of 12 ppm, which is close to the limit (15 ppm). Similarly, measurements of mercury (Hg) in beach sands show concentrations of this metal less than 1 ppm from the limit (5 ppm). In the case of mercury, there was no difference between its content in the beach sands located near the barbecues and the measurement taken at a distance from the barbecue sites.

Table 2. Summary of concentrations of selected elements in beach sands

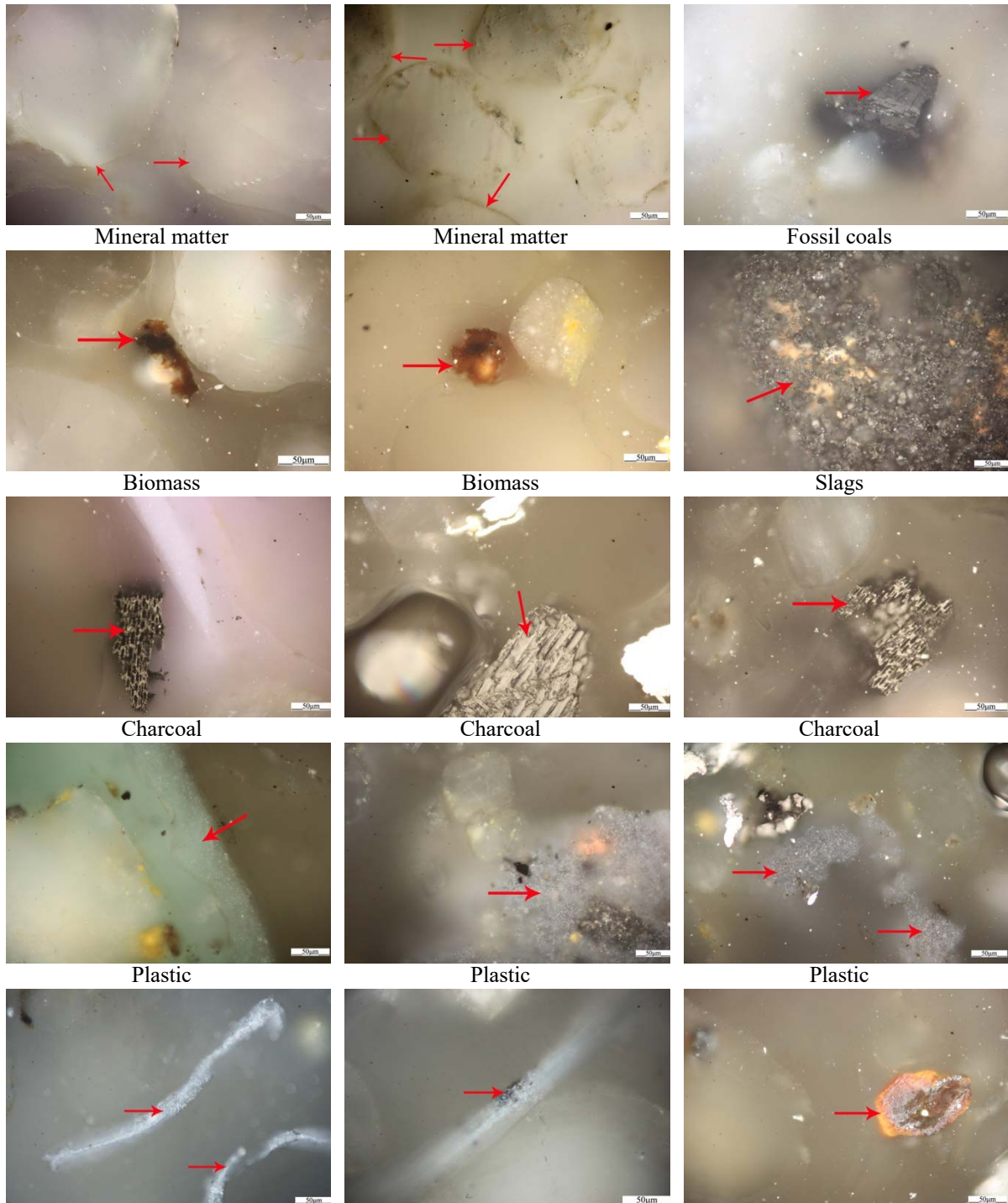
Sample No.	Ace ppm	Ba ppm	Cr ppm	Sn ppm	Zn ppm	Cd ppm	What ppm	Cu ppm	Mo ppm	Ni ppm	Pb ppm	Hg ppm
1	5	182	36	5	16	6	29	12	9	12	6	4
2	6	130	36	6	16	5	32	13	10	12	6	4
3	5	120	35	4	9	5	28	10	9	11	4	4
Standard	25	400	200	20	500	2	50	200	50	15	200	5

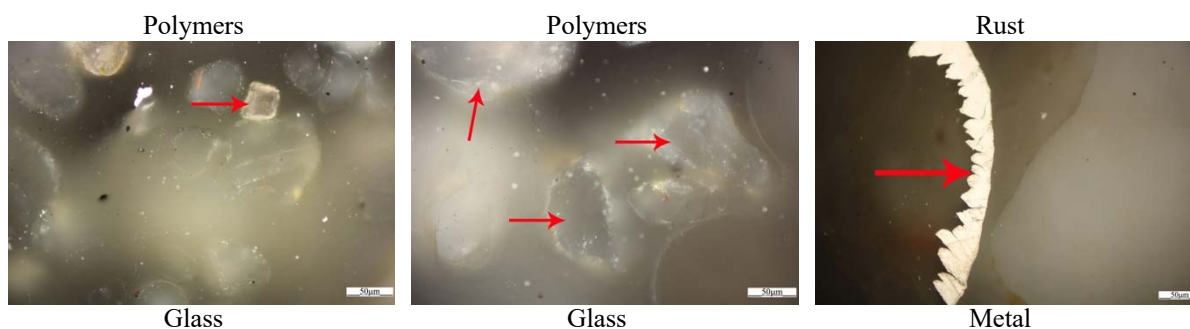
Petrographic analysis performed on the sampled beach sands for the presence of solid contaminants showed differences in both the quality and volumetric quantity of the various elements in the studied material (Table 3).

Table 3. Summary of identified solid elements in beach sands

Solid component	Sample 1	Sample 2	Sample 3
	%	%	%
Rust	0,2	0	0
Metals	0,4	0,1	0,1
Plastics	0,6	1	0,8
Polymers	0,8	1,6	1
Charcoal	0,5	0,8	0
Biomass	1,1	1,1	1,2
Slags	0,1	0,6	0
Fossil coals	0	0,1	0
Glass	0,3	0,2	0,2
Mineral matter (sand)	96	94,5	96,7
Total	100	100	100

363 Grains of quartz were the main constituent of the material studied; in addition to this building
 364 block (sand), fragments of rust, metals, plastics, polymers, charcoal, biomass, slags, fossil
 365 coals and glass were also identified (Fig. 6). The remaining mineral components were not
 366 identified separately but together with quartz were generally classified as mineral matter²².
 367 The least amount of solid elements apart from sand grains was found in sample 3 located
 368 approximately 30 m away from the barbecue pit. Charcoal and fossil coals and slags
 369 (contaminants associated with the use of the hearths) were not found in the sample. However,
 370 the content of polymers, fibrous material from cigarette filters²³, plastics (packaging), metal
 371 (caps) and glass is indicative of the use of this area by beachgoers for both sunbathing and
 372 communication.
 373



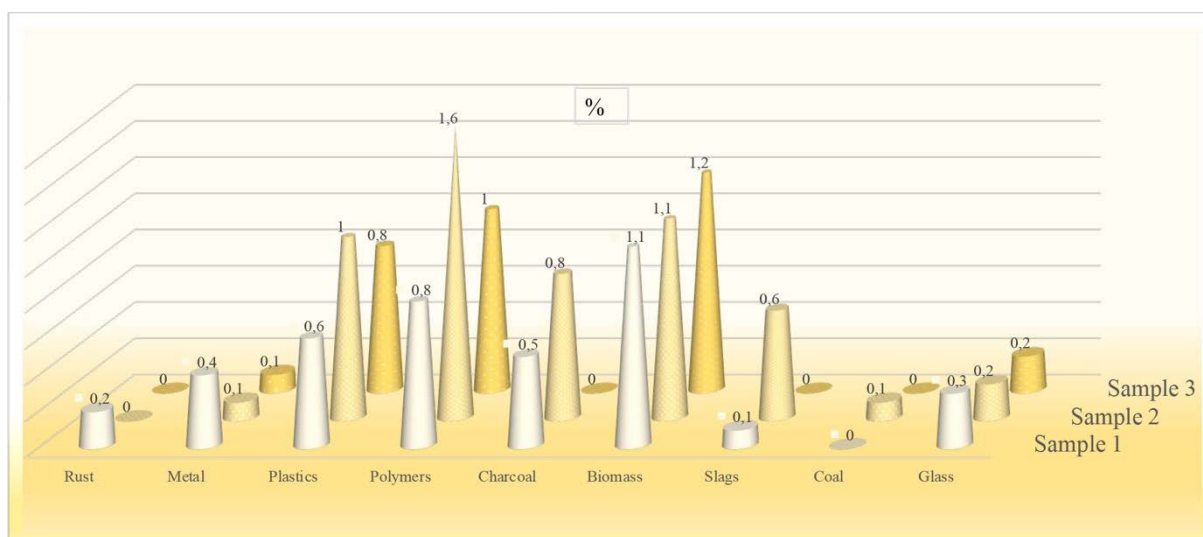


374 **Fig. 6.** Microscopic images of solid constituents present in beach sands.

375

376 In samples 1 and 2, taken at the site of the barbecue hearths, many more solid elements were
 377 isolated than in sample 3, including charcoal and slag fragments, which are closely related to
 378 the thermal processing of food using barbecue equipment. In addition, there are fragments of
 379 metal, plastic, glass and rust associated with the consumption of barbecue food in the
 380 immediate vicinity of beverages and food packaging²⁴⁻²⁵. In addition, thermal charcoal was
 381 identified in sample 2, probably originating from charcoal briquettes contaminated with this
 382 fuel. A similar content of nonthermally processed biomass was found in all three samples, the
 383 biomass most likely originating from the numerous trees and scrub located in the bathing
 384 area²⁶ (Fig 7) (de Ramos et al. 2021).

385



386 **Fig. 7.** Percentage of individual solids in the beach sand samples studied.

387

388

389

Summary

390

391 The use of the beach and the preparation of food by means of heat treatment of food products
 392 using barbecue equipment result in the generation of contaminants both in the beach sands
 393 and in the air. Analysis of the sands did not reveal, apart from cadmium (Cd), high
 394 concentrations of carcinogenic elements when measurements were taken near the barbecues
 395 and at a distance from the barbecues. However, a difference was found between the element
 396 content of sands located directly next to the barbecue sites (higher element concentration) and
 397 sands further away from these sites. Similar differences between the contamination of beach
 398 sands were shown by testing for solid elements such as rust, metals, plastics, polymers,
 399 charcoal, biomass, slags, fossil coals, and glass. Immediately adjacent to the grills, the
 400 accumulation of solid contaminants clearly increased up to 0.6% in the case of polymers and
 401 slags. The greatest adverse impact on the comfort and health of people using beaches located

402 next to leisure centres was found in the case of air pollution from exhaust fumes emitted from
403 barbecues. PM10 and PM2.5 particles contained in the fumes emitted by the barbecues often
404 exceeded the permissible concentrations not only at the devices themselves but even within a
405 radius of several metres from them. Increased concentrations within a radius of a few metres
406 from the grills were also recorded for measurements taken for CO, RI, HCHO, and NH₃. It
407 should be emphasised that in the case of this type of exposure to fumes within a radius of a
408 few to several metres from the emitter, not only the users of the grills themselves but also
409 other members of the public using recreational facilities are exposed to their inhalation.

410

411 **Data availability:**

412

413 The datasets used and/or analysed during the current study available from the corresponding
414 author on reasonable request.

415

416 **CRedit authorship contribution statement**

417

418 **Sebastian Kuś:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Visualization, Writing –
419 original draft, Writing – review & editing. **Iwona Jelonek:** Data curation, Writing – review &
420 editing. **Zbigniew Jelonek:** Writing – original draft, Writing – review & editing.

421

422 **Acknowledgments:**

423

424 The research activities were co-financed by funds granted under the Research 233 Excellence
425 Initiative of the University of Silesia in Katowice. This work was carried out as part of the
426 third edition of the program implementation doctorate realized by the Ministry of Science and
427 Higher Education, Republic of Poland.

428

429 **References**

430

- 431 1. Bachvarov, M., & Dziegieć, E. (2005) The Relation between the Concepts of
432 Recreation and Tourism. *Turyzm/Tourism*, 15(1-2), 79-93. <https://doi.org/10.18778/0867-5856.15.1-2.07>
- 434 2. Simpson, R. (1990) Health impact assessment: Some problems in air pollution
435 management, *Environmental Impact Assessment Review*, Volume 10, Issues 1–2, Pages 157-
436 163, ISSN 0195-9255, [https://doi.org/10.1016/0195-9255\(90\)90015-R](https://doi.org/10.1016/0195-9255(90)90015-R).
- 437 3. Tao, S., Zhu, Y., Chen, H., Liu, J., Chen, M., Shanguan, W. (2022) Removal of air
438 pollutant by a spike-tubular electrostatic device: Multi-stage direct current corona discharge
439 enhanced electrostatic precipitation and oxidation ability, *Process Safety and Environmental*
440 *Protection*, Volume 165, Pages 347-356, ISSN 0957-5820,
441 <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.06.069>.
- 442 4. Feng, T., Chen, H., Liu, J., (2022) Air pollution-induced health impacts and health
443 economic losses in China driven by US demand exports, *Journal of Environmental*
444 *Management*, Volume 324, 116355, ISSN 0301-4797,
445 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116355>.
- 446 5. Badyda, A., Krawczyk, P., Białowicz, J.S., Bralewska, K., Rogula-Kozłowska, W.,
447 Majewski, G., Oberbek, P., Marciniak, A., Rogulski, M. (2020) Are BBQs Significantly
448 Polluting Air in Poland? A Simple Comparison of Barbecues vs. Domestic Stoves and Boilers
449 Emissions. *Energies*, 13, 6245. <https://doi.org/10.3390/en13236245>
- 450 6. Lenssen, E., Pieters, R., Nijmeijer, S., Oldenwening, M., Meliefste, K., Hoek, G.
451 (2022) Short-term associations between barbecue fumes and respiratory health in young

452 adults, Environmental Research, Volume 204, Part A, 111868, ISSN 0013-9351,
453 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111868>

454 7. Patocka, J., Kuca, K. (2014) Irritant compounds: respiratory irritant gases. Military
455 Medical Science Letters (Voj. Zdrav. Listy), vol. 83(2), p. 73-82, ISSN 0372-7025, DOI:
456 10.31482/mmsl.2014.012

457 8. Wojnarowska, M., Sagan, A., Plichta, J., Plichta, G., Szakiel, J., Turek, P., Sołtysik,
458 M. (2021) The influence of the methods of measuring odours nuisance on the quality of life,
459 Environmental Impact Assessment Review, Volume 86, 106491, ISSN 0195-9255,
460 <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2020.106491>

461 9. Hueper, W.C. (1950) Carcinogens and carcinogenesis, The American Journal of
462 Medicine, Volume 8, Issue 3, Pages 355-371, ISSN 0002-9343, [https://doi.org/10.1016/0002-9343\(50\)90068-4](https://doi.org/10.1016/0002-9343(50)90068-4).

464 10. Kim, H.K., Kabir, E., Kabir, S. (2015) A review on the human health impact of
465 airborne particulate matter, Environment International, Volume 74, Pages 136-143, ISSN
466 0160-4120, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>

467 11. Grudziński, I. (2003) Biochemical targets of nitric oxide-induced toxicity. Rocznik
468 PZH, 54, NR 1, 1-11, ISSN 0035-7715,
469 https://wydawnictwa.pzh.gov.pl/roczniki_pzh/files/pzhissues/id386/Biochemiczne_punkty_uc
470 [hwytu_dla_toksycznosci_indukowanej_tlenkiem_azotu.pdf](https://wydawnictwa.pzh.gov.pl/roczniki_pzh/files/pzhissues/id386/Biochemiczne_punkty_uc).

471 12. Dikme, O., Dikme, O., Topacoglu, H. (2018) Carbon Monoxide Poisoning as a Result
472 of an Open-Air Barbecue Activity. J Emerg Trauma Care. Vol.3 No.1:3
473 [https://www.imedpub.com/articles-pdfs/carbon-monoxide-poisoning-as-a-resultof-an-openair-](https://www.imedpub.com/articles-pdfs/carbon-monoxide-poisoning-as-a-resultof-an-openair-barbecue-activity.pdf)
474 [barbecue-activity.pdf](https://www.imedpub.com/articles-pdfs/carbon-monoxide-poisoning-as-a-resultof-an-openair-barbecue-activity.pdf)

475 13. Greenberg M. (2011) Occupational Emergency Medicine. BMJ Books; 1st edition.
476 Chapter 9 Pages: 116-139 <https://doi.org/10.1002/9781444329629.ch9>

477 14. Wahab, A. K., Abd Othman, N., Jamal, M. H. & Samat, S. R. (2014) Effect of Rainfall
478 and Groundwater Level on Sandy Beach Profile. In Applied Mechanics and Materials Vol.
479 567, pp. 32-37). Trans Tech Publications, Ltd.
480 <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.567.32>

481 15. Woźnica, A., Łozowski, B., Pasierbiński, A., Jarosz, W., Pszczeliński, Ł., Siudy, A.
482 (2017) DPSIR analysis of the Sosina reservoir in Jaworzno as a decision support tool.
483 [https://ietu.pl/wp-](https://ietu.pl/wp-content/uploads/2017/02/Analiza_DPSIR_zbiornik_Sosina_IETU_2016_04_14_www_m.pdf)
484 [content/uploads/2017/02/Analiza_DPSIR_zbiornik_Sosina_IETU_2016_04_14_www_m.pdf](https://ietu.pl/wp-content/uploads/2017/02/Analiza_DPSIR_zbiornik_Sosina_IETU_2016_04_14_www_m.pdf)
485 (accessed January 08, 2023)

486 16. PN-EN 50270:2015., Electromagnetic compatibility - Electrical apparatus for the
487 detection and measurement of combustible gases, toxic gases, or oxygen.
488 <https://sklep.pkn.pl/pn-en-50270-2015-04e.html>

489 17. PN-EN 50271:2018-08., Electrical apparatus for the detection and measurement of
490 combustible gases, toxic gases, or oxygen - Requirements and tests for apparatus using
491 software and/or digital technologies. <https://sklep.pkn.pl/pn-en-50271-2018-08e.html>

492 18. Jelonek, Z., Drobniak, A., Mastalerz, M., Jelonek, I. (2020) Environmental
493 implications of the quality of charcoal briquettes and lump charcoal used for grilling, Science
494 of The Total Environment, Volume 747, 141267, ISSN 0048-9697,
495 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141267>

496 19. Labikon, software KS Run No. 0500324, Ihnatowicz J. Manufacture of computers and
497 peripherals - 6310106641.

498 20. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone,
499 nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide, World Health Organization, Number
500 of pages 290, ISBN: 9789240034228,
501 <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228> (accessed January 08, 2023)

- 502 21. Journal of Laws of the Republic of Poland Warsaw, 5 September 2016. Item 1395
503 Regulation of the Minister of Environment of 1 September 2016. On how to conduct an
504 assessment of land surface contamination.
505 <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20160001395/O/D20161395.pdf>
506 (accessed January 08, 2023)
- 507 22. Garzanti, E. (2019) Petrographic classification of sand and sandstone, *Earth-Science*
508 *Reviews*, Volume 192, Pages 545-563, ISSN 0012-8252,
509 <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.12.014>.
- 510 23. de Granda-Orive, J.I., Solano-Reina, S., de Granda-Beltrán, C., A. Jiménez-Ruiz, C.
511 (2020) Talking About Cigarette Filters, *Open Respiratory Archives*, Volume 2, Issue 3, Pages
512 203-204, ISSN 2659-6636, <https://doi.org/10.1016/j.opresp.2020.06.005>.
- 513 24. Asensio-Montesinos, F., Anfuso, G., Aguilar-Torrelo, M.T., Oliva Ramírez, M. (2021)
514 Abundance and Temporal Distribution of Beach Litter on the Coast of Ceuta (North Africa,
515 Gibraltar Strait). *Water*, 13, 2739. <https://doi.org/10.3390/w13192739>
- 516 25. Bellasi, A., Binda, G., Boldrocchi, G., Pozzi, A., Bettinetti, R. (2022) What Are Lake
517 Beaches Made of? An Assessment of Plastic Beach Litter on the Shores of Como Bay (Italy).
518 *Appl. Sci.* 12, 5388. <https://doi.org/10.3390/app12115388>
- 519 26. de Ramos, B., Vianna Alencar, M., Rodrigues, F.L., de Figueiredo Lacerda, A.L.,
520 Carneiro Proietti, M. (2021) Spatio-temporal characterization of litter at a touristic sandy
521 beach in South Brazil, *Environmental Pollution*, Volume 280, 116927, ISSN 0269-7491,
522 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116927>.

Estimation of the level of solid contaminants in beach sands based on petrographic analysis, screening evaluation and optical imaging

Sebastian Kuś, Zbigniew Jelonek*, Iwona Jelonek, Edyta Sierka

Title (in Polish)

Szacowanie poziomu zanieczyszczeń stałych w piaskach plażowych na podstawie analizy petrograficznej, oceny przesiewowej i obrazowania optycznego

Keywords (in English)

beach, solid pollution, petrographic analysis, optical analysis

Abstract (in English)

Objectives

Determining the level of solid pollution in beach sands located near artificial inland water bodies in order to maintain high safety standards is a difficult and expensive task. The tests aimed at determining beach pollution by solid wastes based on toxic and chemical concentrations are time-consuming and usually require several days before the results are available. In addition, the maintenance of the beach area involving beach raking or grooming and the seasonal replenishment of sand makes it difficult to realistically determine the chemical or bacterial contamination of the tested material. Solid pollutants, such as glass, caps, cans, thick foil, metal, and plastic fragments, pose a greater health risk to beachgoers.

Material and methods

The authors presented a new method using petrographic analysis to assess the quality of sand by examining the content of solid impurities. In addition, an attempt was made to determine the cleanliness of beach sands by visualizing and screening the sands using a specialized cleaning machine.

Results

The solid components present in beach sands were separated in the studied material based on petrographic, visual, and screening analysis, and the contaminants were classified in quantity and quality.

Conclusions

The obtained results allowed us to conclude that the mentioned procedure can be used for a quick quantitative estimation of the content of potentially dangerous and undesirable pollutants in beach sands. Therefore, determining the number of solid contaminants using petrographic testing may be a valuable tool for recreational facility administrators.

Abstract (in Polish)

Cel pracy

Określenie poziomu zanieczyszczeń stałych w piaskach plażowych położonych w pobliżu sztucznych zbiorników wód śródlądowych w celu utrzymania wysokich standardów bezpieczeństwa jest zadaniem trudnym i kosztownym. Testy mające na celu określenie zanieczyszczenia plaż odpadami stałymi na podstawie stężeń toksycznych i chemicznych są czasochłonne i zwykle wymagają kilku dni, zanim wyniki będą dostępne. Ponadto utrzymanie obszaru plaży obejmujące grabienie lub pielęgnację plaży oraz sezonowe uzupełnianie piasku utrudnia realistyczne określenie zanieczyszczenia chemicznego lub bakteryjnego badanego materiału. Stałe zanieczyszczenia, takie jak szkło, nakrętki, puszki, gruba folia, metal i fragmenty plastiku, mogą stanowić zagrożenie dla zdrowia plażowiczów. Wyżej

wymienione zanieczyszczenia, zwłaszcza niewielkich rozmiarów, są słabo widoczne na powierzchni lub są pogrążone na niewielkiej głębokości. Śmieci na plaży są poważnym zagrożeniem mogą przyczyniać się skaleczeń rozwoju infekcji bakteryjnych, stwarzając poważne zagrożenie dla zdrowia i życia (tężec, gronkowiec itp.) plażowiczów.

Materiał i metody

Autorzy przedstawili nową metodę z zastosowaniem analizy petrograficznej mającą na celu ocenę jakości piasku poprzez badanie zawartości zanieczyszczeń stałych. Dodatkowo przeprowadzono próbę oceny czystości piasków plażowych za pomocą wizualizacji i przesiania piasków za pomocą specjalistycznej maszyny czyszczącej.

Wyniki

Wyodrębniono w badanym materiale na podstawie analizy petrograficznej, wizualnej i przesiewowej składniki stałe, w tym sklasyfikowano zanieczyszczenia pod względem ilościowym i jakościowym.

Wnioski

Uzyskane wyniki pozwoliły stwierdzić, że badanie petrograficzne może być wykorzystane do szybkiego ilościowego oszacowania zawartości potencjalnie niebezpiecznych i niepożądanych zanieczyszczeń w piaskach plażowych. W związku z tym zastosowana eksperymentalnie metoda określania ilości zanieczyszczeń stałych w piaskach plażowych może okazać się cennym narzędziem dla administratorów obiektów rekreacyjnych, pomagającym im w podejmowaniu odpowiednich kroków w celu zapewnienia bezpieczeństwa użytkownikom plaży.

Abstract

Determining the level of solid pollution in beach sands located near artificial inland water bodies in order to maintain high safety standards is a difficult and expensive task. The tests aimed at determining beach pollution by solid wastes based on toxic and chemical concentrations are time-consuming and usually require several days before the results are available. In addition, the maintenance of the beach area involving beach raking or grooming and the seasonal replenishment of sand makes it difficult to realistically determine the chemical or bacterial contamination of the tested material. Solid pollutants, such as glass, caps, cans, thick foil, metal, and plastic fragments, pose a greater health risk to beachgoers. The above-mentioned pollutants, especially small ones, are hardly visible on the surface or they are buried at shallow depths. The beach garbage is a serious threat that can result in infected cuts and scratches. These injuries can become infected, posing a serious threat to the health and life (tetanus, staphylococcus, etc.) of beachgoers. The authors presented a new petrographic method aimed at assessing the quality of sand by examining the content of solid pollutants. The obtained results allowed us to conclude that the mentioned procedure can be used for a quick quantitative estimation of the content of potentially dangerous and undesirable pollutants in beach sands. Consequently, the implemented method for determining the amount of solid pollutants in beach sands turned out to be a valuable tool for the administrators of recreational facilities, helping them to take appropriate steps to ensure the safety of beach users.

1. Introduction

An important aspect of the activities carried out by recreational and leisure centres with access to water bodies is the operation of swimming pools (Holman and Bennett. 1973). Most natural and artificial bathing sites have beaches, and the shores are usually sandy (Stachowski et al., 2018). Beach sands of recreational areas, i.e. reservoirs used for recreational purposes, are imported from quartzite mines. This specially selected material is fitted with a geotextile backing made using modern technology. This prevents the overburden from mixing with the substrate and enables rainwater infiltration into the sand layer. Both natural and artificial beaches used for recreational purposes are subject to environmental degradation through the application of various types of pollutants (Li and Zhang. 1987). This process can occur through unintentional (rains, watercourses, wave action, etc.) as well as intentional factors (dumping of garbage, waste, faecal matter, etc.) by humans or domestic animals. Littering of beaches irreversibly leads to a number of chemical, biological, and mechanical hazards for beach users. Assessing the quality of beach sands and adjacent water bodies (Claisse, 1989) in terms of chemical or bacterial contamination is a commonly used method that shows possible health risks for users of leisure facilities (Claisse, 1989). Microorganisms, i.e. bacteria, fungi and parasites are a permanent component of beach sands. During numerous studies of sandy coastal sites used for recreation, it was found that faecal bacterial populations and various strains of anaerobic mesophilic microorganisms may persist in the sands (Halliday and Gast, 2011) (Halliday and Gast. 2011). In particular, streptococci and Enterobacteriaceae may cause urinary and digestive disorders in immunocompromised patients (Şanlıtürk and Güran. 2021). The expansion of fungi is usually associated with a higher content of undecomposed organic matter in the sands; they are represented in large numbers by dermatophytes, organisms that cause mycoses of the skin, hair and nails (Sabino et al. 2014). Most pathogens enter the human body through the respiratory or digestive system; however, these organs are largely equipped with a defense system in the form of mucous membranes, which capture most of the harmful antigens (Działo et al. 2010). However, direct infections resulting from pathogens that penetrate through the skin (abrasions, scratches, wounds) can be much more dangerous (Spichler-Moffarah et al.

2016). Potentially dangerous infection may occur when an open wound comes in direct contact with harmful bacteria. Skin injury allows pathogenic bacteria and viruses to enter the body and allows the development of external infections through microorganisms from water reservoirs (Tomenchok et al. 2020). This may lead to diseases caused by organisms and microbes commonly considered as harmless (McLaughlin, 2017; Marina and Popa 2020). In order to reduce the occurrence of health hazards on beaches, sands are tested for the presence of chemical and biological waste. The quantity and quality of solid waste (metals, plastics, wood, etc.) are not estimated using research methods and tools; instead, they are assessed on the basis of surface observations. It is suggested that occasional beach raking or grooming is sufficient to keep beach sands clean and to ensure the safety of beachgoers (García-Morales et al., 2018). This assumption is contradicted by the occurrence of frequent minor or less often deeper injuries among beachgoers resulting from contact with small sharp elements (Moran and Webber. 2020). Despite the efforts and financial expenses incurred by the administrators of beaches, no cheap and quick method has been developed so far to detect and determine the content of hazardous solids in beach sands (Cesia et al., 2020; Zielinski et al., 2019). Unassessed and unmonitored solid waste deposited on the beach, in addition to the danger to beachgoers already cited above, can be a source of pollution to nearby water bodies. Both precipitation and watercourses infiltrating beach sands can be carriers of undesirable chemical and solid elements to bathing areas. (Wufuer et al. 2021). Accumulation of even small pieces of glass, charcoal, plastics, biomass splinters in a water reservoir is a great danger of causing minor injuries. Injuries that can consequently lead to more serious infections in beachgoers (World Health Organization 2003). In addition, plastic degrades very slowly and accumulates in water systems (Wulai et al., 2020).

2. Methodology

2.1 Research object

Beach sands located in the coastal zone of the "Sosina" artificial water reservoir located in Jaworzno in southern Poland were subjected to an analysis (Fig. 1). The water reservoir was created as a result of quartzite sand mining on the site of the former "Szcakowa" filling sand mine. The sandy excavation was filled with water in the early 1970s and its maximum depth oscillates around 2.5 m (Rzętała, 2008).

Fig. 1 Location of the study subject (EPSG:3857 system 50°14'22.8 "N 19°19'41.2 "E), (a) location of the study area on the beach at the „Sosina” reservoir

The beach was made by spreading sand obtained from the Maczki-Bór mine (Frolík et al. 2007) on a sandy soil reinforced with geotextile layer. The geotextile backing material ensures water permeability and prevents different soil fractions from moving between the basement (soil) and the overburden (sand). The upper layer (beach) was made by spreading sand obtained from a production plant specializing in obtaining bulk materials. The sand was cleaned in an industrial mechanical separator and sieved to a grain fraction of 0.1 to 0.4 mm. The upper layer of the beach was laid evenly over the entire surface creating a cover with a thickness of 16 to 20 cm. The work was carried out on the sandy shore in question during the winter months in 2020. From June 2021, the first users began to use the beach and therefore in September 2021 it was decided to analyse the section of beach sands for the possible presence of solid waste. It should be noted, however, that the test area, with a length of 15 meters and a width of 2.7 meters (Fig.

1) has not been cleaned mechanically or manually since the laying of the new sand until the start of the study.

2.2 Petrographic analysis of beach sand

The first sand sample (sample No. 0) for petrographic analysis was collected in September 2020 from freshly created sand piles brought to the beach area to spread the sands on the beach surface (Fig. 2).

Fig. 2 Location of sample No. 0 collection.

Work on further petrographic sampling continued after the swimming season in September 2021 by delineating the study area and sampling points (Fig. 3a). Nine sand samples were taken from the designated rectangle using a 20x15x20cm sampling tool (Fig. 3b). This allowed obtaining approximately 600 g of test material from each individual site each time. The samples were taken from points designated in the test rectangle every 3.75 meters from three rectangular fields measuring 0.9 m x 15 m (Fig. 3a). Then, the individual samples were ground in a ball mill to a fraction of 0.1 cm. Then, each sample was passed through a set of 0.1 cm and 0.05 cm sieves and a random sample of sand (approximately 15g) was collected from a 0.05 cm sieve with a measuring cup. The collected sample was placed in a 4 cm diameter spatula and cold-mounted in Struers' SpeciFix-20 Kit resin. Once the resin had set, the sample was sanded using 800, 1200 and, finally, 4000 grit waterproof sandpaper to remove excess resin and level the sample. The last step was to polish the sample on a polishing wheel covered with cloth made of woven natural silk. The resulting polished sections (Fig. 3 c,d) after being treated with an ultrasonic bath, were subjected to microscopic observation under white reflected light, oil immersion. To observe and determine the qualitative and volumetric composition, a ZEISS Axio Imager M2m polarized optical microscope with a 75x50 scanning stage and MCW-2 ECO control panel were used, using the oil immersion method at a magnification of 500X. The method used was oil-immersion observation of the polished sections (ISO 8036, 2015) at 500X magnification. During the automatic shift of the sample (every 50 μm), 1000 measurements were made by counting each identified component separately using the eyepiece graticule. The volume-quality composition was automatically calculated using dedicated software (Labikon) for the above-mentioned scanning stage.

Fig. 3 (a) Distribution of sampling points for petrographic analysis. (b) Steel quadrat for sampling sands for petrographic analysis. (c,d) Selected polished sections for microscopic observation made of collected beach sands.

2.3 Optical imaging of beach sand surface

The estimation of the amount and identification of residual solid waste using the Yuneec H520 flying laboratory equipped with the E90 camera was undertaken to test the suitability of this type of devices for assessing waste deposited on beaches. The conducted observation can be additionally compared to an attempt to estimate the littering of beach sands visually made by employees of recreational facilities. During the overflight, static photos (Fig. 4) and video images of the surface part of the designated study area were taken. The flight altitude was set at 10 meters which was due to the resolution of the camera and the width of the scanned area;

137 134 the effect of land levelling was not considered due to the small study area. Based on the optical
138 135 assessment, it was found that the highest possible resolution of the photos and the accuracy of
139 136 the appropriate image coverage of the study area were more important than the levelling of the
140 137 ground level (Contreras-de-Villar et al. 2021). The obtained images were evaluated visually
141 138 and with a segmentation model based on U-Net networks. Prior to image analysis, bitmaps
142 139 identified during the screening of sands using a solids cleaning machine were uploaded to the
143 140 system. A visual review of photos and video files was also carried out for the possibility of
144 141 identifying residues that could contaminate the beach sands.

145 142
146 143 Fig. 4 Mapping of the surveyed area with a drone (1-8, identified waste).

147 144 2.4 Assessment of solid waste on sandy beaches

148 145 A specialized beach sand cleaning machine was used to identify waste deposited in beach
149 146 sands such as glass, plastics, metals, organic matter (not thermally altered), charcoal, fossil coal,
150 147 etc. (Fig. 5). Sand from the study area was screened with a sieve mounted in a cleaning machine
151 148 with a mesh diameter of 1 cm. The diameter of the sieve was adjusted to the grain size of the
152 149 beach sands, which ranged from 0.1 to 0.6 cm, which made it possible to separate quartz grains
153 150 and other remaining minerals from waste. The material for screening was collected by the
154 151 machine to a depth of about 14 cm. The sand was sieved in three runs 15 meters long and 0.9
155 152 meters wide each, which allowed the sand to be sieved from the designated test area measuring
156 153 15 m x 2.7 m.

157 154
158 155 Fig. 5 Beach cleaner for solid waste removal.

159 156 The material from the sieve (Fig. 6a) was sorted into glass, plastics, paper (cellulose), metals,
160 157 organic matter (branches, leaves, seeds, and other non-heat-treated plant fragments) and
161 158 charcoal.

162 159 b

163 160 Fig. 6 a. Solid waste revealed in beach sands using a cleaning machine. b. Biological material
164 161 identified in beach sands.

165 162 3. Results and discussion

166 163 3.1 Petrographic analysis

167 164 Petrographic examination of the sand brought in for distributing over the surface
168 165 (sample No. 0) before the holiday season (Table 1) showed no solids other than mineral matter
169 166 (sand) and organic matter from growing trees around the beach. The sand was brought in in
170 167 November 2020, which was associated with a slight fall of leaves and mixing them with the
171 168 material prepared for leveling the beach. Another study of beach sands was conducted in
172 169 September 2021 after the end of the bathing season. The results obtained from the microscopic
173 170 analysis of nine samples of beach sands collected showed that, apart from the dominant mineral
174 171 components in beach sands, we can distinguish glass, metal, charcoal, fossil coal, plastic,
175 172 cellulose (paper) and thermally unchanged organic matter. (Fig. 7).

178 174 Fig. 7 Microscopic images of solid components of beach sands isolated during petrographic
179 175 analysis.

180 176 The presence of charcoal in beach sands is related to the thermal processing of food in
181 177 grill devices. We can see that fragments of charcoal, fossil coals, slags or ashes are detected
182 178 only during petrographic analysis. These fragments are mostly small, but despite their limited
183 179 size, they can nevertheless pose a threat to users of recreational facilities. The small size makes
184 180 the charcoal fragments hardly visible and can lead to choking hazards or contaminate
185 181 unprotected food or beverages. Demonstrating the presence of charcoal in a specific location,
186 182 which is only possible with petrographic analysis of sands taken from a designated site, can
187 183 provide valuable information for site administrators. This knowledge will make it possible, for
188 184 example, to locate barbecue stands and, at the same time, to prohibit the use of these devices in
189 185 areas of beaches with the highest density of beachgoers. In addition, the location of grill stands
190 186 is intended to protect users not involved in barbecuing from barbecue fumes (Badyda et al.
191 187 2022).

192 188 Table 1 Solids separated in the studied material based on petrographic analysis

193 189 * Paper packaging

194 190 Petrographic analysis of beach sands also shows that their main component is mineral
195 191 matter - sand (97%-99.6%). On the other hand, the dominant undesirable components in beach
196 192 sands determined by immersion oil optical petrography analysis are components of plant origin
197 193 (0.4%-1.8%). Subsequently, elements from used plastic packaging (0.1%-0.4%), paper
198 194 packaging fragments (0.1%-0.6%), charcoal (0.1%-0.5%), glass (0.1%-0.4%), metals (0.1%-
199 195 0.4%), rust (0.1%-0.3%), ash and slag (0.1%-0.3%), and fossil coals (0.1%-0.2%) were
200 196 observed. To estimate the degree of contamination of the sands, the percentage occurrence of
201 197 these elements, as well as the quantitative content of the identified solid waste, was shown (Fig.
202 198 8). The results of the study showed that the content of solid waste in the beach sands varied to
203 199 a large extent. This variation is important in determining the contamination of the beach both
204 200 for the entire area and the individual parts designated for beachgoers.

205 201
206 202 Fig. 8 Summary quantitative distribution of identified solid waste in beach sands based on
207 203 petrographic analysis.

208 204 Charcoal particles were present in seven samples, numbered 1 through 6, and in sample number
209 205 9. In addition to charcoal, bituminous coal particles were identified in samples 1 and 2. At the
210 206 same time, the identification of charcoal and bituminous coal was difficult in sample No. 1 due
211 207 to the great similarity in microscopic images shown by macerals of the inertinite (fusinite) group
212 208 in comparison with microscopic images of charcoal. In the case of sample No. 2, the observed
213 209 charcoal particles had a characteristic structure and macerals (vitrinite) found only in fossil
214 210 coals were recognized in stone coal fragments. The above characteristics made it possible to
215 211 quantitatively and qualitatively assign the identified waste in the sample within the coals. The
216 212 determination of the four charcoal particles in sample No. 1 (Fig. 9), as well as in sample No.
217 213 2, was possible thanks to the characteristic structural features that are not present in bituminous
218 214 coals.

219 215

221 216 Fig. 9 Microscopic images of charcoal particles (Sample No. 1).
222 217 Further microscopic observation of sample No. 1 showed that one of the components exhibited
223 218 characteristics typical for charcoal particles or particles derived from fossil coal (Figure 10).

224 219
225 220 Fig. 10 Microscopic image of particles of coal showing similarity to charcoal and fossil coal
226 221 during microscopic observation.

227 222
228 223 Since resolving the issue of generic contamination of beach sands is of great environmental
229 224 importance, an attempt was made to study the differences between the microscopic image
230 225 during the observation of coal (individual fragments from the inertinite group) and charcoal.
231 226 For comparison, microscopic images of the problematic coal were taken under reflected white
232 227 light, using a DIC filter and fluorescence, with oil immersion and charcoal showing similar
233 228 structural features (Fig. 11).

234 229
235 230 Fig. 11 Comparative comparison of microscopic images of wood charcoal and coal. A and D
236 231 photographs taken in oil immersion, white reflected light. B and E Images taken in oil
237 232 immersion, white light reflected using DIC filter. C and F Images taken in oil immersion using
238 233 fluorescence.

239 234 The images of charcoal and bituminous coal (a fragment from the inertinite group) taken under
240 235 reflected white light compared with each other show that these fuels have some structural and
241 236 colour similarities (white to dark grey). The key noticeable difference in the microscopic images
242 237 presented (Fig. 12) between the charcoal and inertinite found in hard coal is their preserved
243 238 structure. In the charcoal, one can note the sharply defined continuous edges, the absence of
244 239 cracks and the continuity of cellular structures which gives the impression of a homogeneous
245 240 whole. This feature is particularly evident in images C and F, where fluorescence revealed less
246 241 mineral matter in the charcoal structure than is present in the fossil coal fragment (Fig. 12F). In
247 242 addition, it is worth noting that when comparing charcoal fragments with fossil coal fragments,
248 243 fossil coal gives the impression of a material that has been subjected to high pressure in addition
249 244 to heat treatment. The cells in fossil coal are more flattened, elongated or clamped and appear
250 245 to be devoid of fine structures. Charcoal, on the other hand, has a more complex structure,
251 246 which is a remnant of the ancient structure of modern wood. Inertinite found in fossil coal, on
252 247 the other hand, is more massive and bears the unmistakable characteristics of an organic
253 248 material that has undergone a significant transformation through metamorphism. In this case,
254 249 with the increase in temperature and pressure, the macro elements that make up the coal are
255 250 deformed, disturbing the natural structure. In conclusion, charcoal and bituminous coal have
256 251 similar structures and colours, but some characteristic differences visible under the microscope
257 252 allow them to be distinguished.

258 253 3.2 Optical imaging of beach sand surfaces

259 254 Thanks to the dynamic development of aeronautical techniques, an additional experiment,
260 255 aimed at assessing the content of undesirable components in beach sands using an aircraft, was
261 256 carried out. Before collecting samples for petrographic research and cleaning the research area

263 257 using a sand-screening machine, a flight was made over the designated area. During the flight,
264 258 static photos were taken and the surveyed area was filmed. The film was shot for didactic
265 259 purposes, while the photos were analysed. However, the results of the optical analysis
266 260 conducted in this way (Tab. 3) turned out to be completely inadequate to the results obtained
267 261 thanks to the petrographic analyses. A further attempt at a methodology based on learning
268 262 neural networks did not produce reproducible results, so the study adopted results derived from
269 263 optical observation by counting visible elements on the photographic material. Optical imaging
270 264 showed that only a few elements of biological origin (twigs and leaves) were detected
271 265 throughout the mapped area, which would indicate that the area over which the observation
272 266 took place was free of other contaminants. The result obtained, as already mentioned above,
273 267 contradicts the data obtained from the petrographic surveys carried out and the subsequent
274 268 knowledge of the contaminants present in the beach sands based on their sieving with a
275 269 specialised beach cleaner. As the optical imaging method of the beach surface is not useful for
276 270 the identification of waste, other strategies should be used to assess beach sand contamination.
277 271 The use of both drone mapping of the land surface and man-made visualisation are not sufficient
278 272 methods to accurately determine the level of waste (Table 2).

279 273 Table 2 Solid waste in beach sands observed during a drone flight over a designated study area.

281 275 **3.3 Assessment of beach sand pollution**

282 276 The mineral matter, as a result of sieving during the operation of the beach cleaning machine
283 277 using a sieve with a mesh size of 1 cm, was almost completely separated from the other solid
284 278 components in the beach sands, except for three larger rock fragments. In terms of quantity, the
285 279 main component identified in the beach sands turned out to be material of biological origin, i.e.
286 280 mainly leaves, twigs, seeds, etc. from the vegetation growing around the beach. More than 166
287 281 different fragments from plants were identified, in most cases either in a dried or partially
288 282 decomposed state. The biological material obtained is dominated by fragments from deciduous
289 283 and coniferous trees, including fragments of leaves, needles, and branches. It was also noted
290 284 that aquatic plant fragments, in small numbers, were observed in the beach sands. It is most
291 285 likely that they have been carried into the sands by beachgoers as a result of their activities at
292 286 the bathing area. Other fairly common waste in the beach sands are cigarette ends, wrapping
293 287 paper, and plastic packaging. There were 47 glass and metal fragments, mainly broken glass,
294 288 and 34 metal fragments, mainly caps. 20 separate charcoal fragments were also identified
295 289 (Table 3).

296 290 Table 3 Fragments of packaging, barbecue fuels, cigarettes, organic matter, etc. waste in beach
297 291 sands retrieved from a beach cleaner.

298 292 * cigarette ends, paper packaging

299 293 Both when observing the beach surface with a drone and quantifying the occurrence of
300 294 individual solids using screening (excluding mineral matter - sand) and petrographic
301 295 (quantitative-qualitative analysis) methods, plant fragments represent the most abundant
302 296 fraction contaminating beach sands. Using the method of mechanical sieving of sand, we can
303 297 observe the presence of a large number of fragments of paper packaging and cigarette butts, as
304 298 well as plastics, glass, metals, and charcoal. In contrast, no rust, ash and slag or fossil coals
305 299 were observed (Fig.13). The mechanical sieving test showed that particles constituting a smaller

307 300 fraction than 1 cm could fly through the sieve. This leads to the conclusion that small particles
308 301 can only be detected by microscopic analysis (Suárez-Ruiz et al., 2023), which is necessary to
309 302 get a complete picture of the undesirable components in beach sands.

310 303
311 304 Fig. 12 Quantitative distribution of waste in beach sands based on evaluation of extracted
312 305 fragments from beach cleaning machine.

314 307 5. Conclusion

315 308 The analysis was carried out in the coastal zone of a water reservoir artificially created
316 309 after the closure of the filling sand mine. Analysis of the mapping data of the study area after
317 310 the drone flight showed that most solid contaminants are not visible during this type of surface
318 311 scanning. The drone experiment also highlights the problem of estimating beach contamination
319 312 based on visual inspection of the surface, e.g. by staff operating such facilities. This is
320 313 particularly important when there is a small amount of beach sand waste, but there are more
321 314 harmful elements such as glass, plastics, metals, charcoal, large amounts of dead plant material,
322 315 etc. The extent of the qualitative and quantitative contamination present in beach sands has only
323 316 just been recognised through the innovative use of microscopic examination of sands. The
324 317 accumulation of invisible debris on the beach surface was also confirmed by a 14 cm deep
325 318 drainage of the designated beach area using a specialised cleaning machine. After a three-month
326 319 period of beach use, the amount of contamination was relatively low, indicating the low amount
327 320 of waste generated by beach users. Mainly glass, plastics and metals were found, but these
328 321 could, under unfavourable circumstances, cause injuries to beachgoers or choking in children,
329 322 given the fact that these components are deposited at shallow depths. The beach sands have also
330 323 been shown to contain fragments of leaves, stems, roots and branches, which can provide a
331 324 habitat for the growth of various types of microorganisms. The epidemiological risk at the
332 325 current level of contamination in the study area is low, but regular environmental monitoring at
333 326 the site where plant fragments have been found is an essential step to maintain epidemiological
334 327 safety. Regular monitoring of the quality of the beach sands will allow possible risk factors to
335 328 be identified quickly and appropriate decisions to be made about possible mechanical cleaning
336 329 of the entire beach. The microscopic petrographic analysis of beach sands, which has already
337 330 been tested, may prove to be the most appropriate way to gain knowledge about beach
338 331 contamination levels. To ensure its successful implementation, the possibility of identifying
339 332 charcoal and fossil coal fragments were additionally identified. This identification is of great
340 333 importance in determining the sources of contamination, especially when caused by direct
341 334 human action, and consequently in eliminating this waste through administrative action.

342 335 343 336 Literature

344 337 Badyda, A., Rogula-Kozłowska, W., Majewski, G., Bralewska, K., Widziewicz-Rzońca, K.,
345 338 Piekarska, B., Rogulski, M., Białowicz, J., 2022. Inhalation risk to PAHs and BTEX during
346 339 barbecuing: The role of fuel/food type and route of exposure, *Journal of Hazardous Materials*,
347 340 Volume 440, 129635, ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129635>.

- 349 341 Cesia, J. Cruz, J., Muñoz-Perez, Maribel I., Carrasco-Braganza, Pouillet, P., Lopez-Garcia, P.,
350 342 Contreras, A., Rodolfo Silva, R., 2020. Beach cleaning costs, *Ocean & Coastal Management*,
351 343 Volume 188, 105118, ISSN 0964-5691, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105118>.
- 352 344 Claisse, D., 1989. Chemical contamination of French coasts. The results of a ten years mussel
353 345 watch. *Marine Pollution Bulletin*. 20. No. 10, pp. 523-528. Printed in Great Britain.
354 346 <https://archimer.ifremer.fr/doc/00017/12775/9713.pdf>
- 355 347 Contreras-de-Villar, F., García, FJ., Muñoz-Perez, JJ., Contreras-de-Villar, A., Ruiz-Ortiz, V.,
356 348 Lopez, P., Garcia-López, S., Jigena, B., 2021. Beach Leveling Using a Remote Piloted
357 349 Aircraft System (RPAS): Problems and Solutions. *Journal of Marine Science and*
358 350 *Engineering*. 9(1):19. <https://doi.org/10.3390/jmse9010019>
- 359 351 Działo, J., Niedźwiedzka-Rystwej, P., Mękal A., Deptuła, W., 2010. Characteristics of
360 352 mucosal lymphatic tissue associated with gastrointestinal tract and respiratory system. *Alergia*
361 353 *Astma Immunologia*. 15(4). pp.197-202. [http://mediton.nazwa.pl/library/aa1_volume-](http://mediton.nazwa.pl/library/aa1_volume-15_issue-4_article-939.pdf)
362 354 [15_issue-4_article-939.pdf](http://mediton.nazwa.pl/library/aa1_volume-15_issue-4_article-939.pdf)
- 363 355 Frolik, A; Gzyl, G; Kura, K., 2007. Revitalization concepts for sand mine pit in southern
364 356 Poland: preliminary assessment of impact on aquatic environment. *IMWA Symposium 2007:*
365 357 *Water in Mining Environments*, R. Cidu & F. Frau (Eds), Cagliari, Italy
- 366 358 García-Morales, G., Arreola-Lizárraga, J.A., Mendoza-Salgado, R.A., García-Hernández, J.,
367 359 Rosales-Grano, P., Ortega-Rubio, A., 2018. Evaluation of beach quality as perceived by users.
368 360 *Journal of Environmental Planning and Management*, 61(1).161-175.
369 361 <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1295924>
- 370 362 Halliday, E.; Gast, R.J., 2011. Bacteria in Beach Sands: An Emerging Challenge in Protecting
371 363 Coastal Water Quality and Bather Health. *Environ. Sci. Technol.* 45, 2, pp. 370–379.
372 364 <https://doi.org/10.1021/es102747s>
- 373 365 Holman, M., Bennett, J., 1973. Determinants of use of water-based recreational facilities.
374 366 *Water Resources Research*. 238 <https://doi.org/10.1029/WR009i005p01208>
- 375 367 ISO 8036, 2015. Mikroskopy – płyny zanurzeniowe do mikroskopii świetlnej.
376 368 <https://www.iso.org/standard/67551.html>
- 377 369 Klavina K., Blumberga D., A comparison of different charcoal production technology
378 370 outputs. *Environment. Technology*. 442 Resources, Rezekne, Latvia Proceedings of the 10th
379 371 International Scientific and Practical Conference, 2015, Volume II, pp. 137- 443 140, DOI:
380 372 10.13140/RG.2.1.3822.8329
- 381 373 Labikon, software KS Run nr 0500324, Ihnatowicz J., Manufacture of computers and
382 374 peripherals - 6310106641.
- 383 375 Li, J.; Zhang, X., 1987. Beach Pollution Effects on Health and Productivity in California. *Int.*
384 376 *J. Environ. Res. Public Health* 2019, 16. <https://doi.org/10.3390/ijerph16111987>
- 385 377 Marina, V., Popa, F., 2020. An unusual case of leg wound made by a Sea Shell (*Scapharca*
386 378 *inaequivalis*). *International Journal of Surgery Case Reports*. 67. pp. 127-129. DOI:
387 379 10.1016/j.ijscr.2020.01.039

- 389 380 McLaughlin, E., 2017. Dealing with Marine and Saltwater Infections. *World Extreme*
390 381 *Medicine*. [https://worldextrememedicine.com/blog/2017/11/dealing-with-marine-and-](https://worldextrememedicine.com/blog/2017/11/dealing-with-marine-and-saltwater-infections/)
391 382 [saltwater-infections/](https://worldextrememedicine.com/blog/2017/11/dealing-with-marine-and-saltwater-infections/) (accessed 3 April 2022)
- 392 383 Moran, K., Webber, J., 2014. Urazy związane z wypoczynkiem na plaży: analiza formularzy
393 384 raportów o incydentach ratowników w Nowej Zelandii, 2007–12, *International Journal of*
394 385 *Injury Control and Safety Promotion*, 21:1, 68-74, DOI: 10.1080/17457300.2012.760611)
- 395 386 Rzętała M., 2008. Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych
396 387 w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego.,
397 388 Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego ul. Bankowa 12B, 40-007 Katowice ISSN 0208-6336
398 389 http://www.sbc.org.pl/Content/74082/funkcjonowanie_zbiornikow.pdf, (accessed on
399 390 28.03.2022)
- 400 391 Sabino, R., Rodrigues, R., Costa, I., Carneiro, C., Cunha, M., Duarte, A., Faria, N., Ferreira,
401 392 F.C., Gargaté, M.J., Júlio, C., Martins, M.L., Nevers, M.B., Oleastro, M., Solo-Gabriele, H.,
402 393 Veríssimo, C., Viegas, C., Whitman, R.L., Brandão, J., 2014. Routine screening of harmful
403 394 microorganisms in beach sands: Implications to public health *Science of The Total*
404 395 *Environment*. 472. pp. 1062-1069. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.091>
- 405 396 Şanlıtürk, G., Güran M., 2021. Monitoring of microbiological dynamics in beach sand and
406 397 seawater samples from recreational and non-recreational beaches over a two-year period.
407 398 *International Journal of Environmental Health Research*. pp.1-13.
408 399 <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1931049>
- 409 400 Spichler-Moffarah, A., Mohajer, M.A., Hurwitz, B.L., Armstrong, D.G., 2016. Skin and Soft
410 401 Tissue Infections. *Microbiol Spectr*. 4(4). DOI:10.1128/microbiolspec.DMIH2-0014-2015
- 411 402 Stachowski, P., Kraczkowska, K., Liberacki, D., Oliskiewicz-Krzywicka, A., 2018. Water
412 403 Reservoirs as an Element of Shaping Water Resources of Post-Mining Areas. *Journal of*
413 404 *Ecological Engineering*. 19(4), 217-225. <https://doi.org/10.12911/22998993/89658>
- 414 405 Suárez-Ruiz, I., Luis, D., Tomillo, P., Application of organic petrography as a forensic tool in
415 406 environmental studies to investigate the source of coal pollution on beaches in Gijón
416 407 (Northern Spain), *International Journal of Coal Geology*, Volume 265, 2023, 104154, ISSN
417 408 0166-5162, <https://doi.org/10.1016/j.coal.2022.104154>.
- 418 409 Tomenchok, L.E., Gidley, M.L., Mena, K.D., Ferguson, A.C., Solo-Gabriele, H.M., 2020.
419 410 Children's Abrasions in Recreational Beach Areas and a Review of Possible Wound
420 411 Infections. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 17(11), 4060.
421 412 DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17114060>
- 422 413 World Health Organization. 2003. Guidelines for safe recreational water environments:
423 414 Coastal and fresh waters (Vol. 1). s. 128-129. World Health Organization
- 424 415 Wufuer, R., Duo, J., Li, W., Fan, J., Pan, X., 2021. Bioremediation of Uranium- and Nitrate-
425 416 Contaminated Groundwater after the In Situ Leach Mining of Uranium. *Water* 13, 3188.
426 417 <https://doi.org/10.3390/w13223188>
- 427 418 Wulai, X., Qingyang, R., Xuwei, D., Jun, Ch., Ping, X., 2020. Rainfall is a significant
428 419 environmental factor of microplastic pollution in inland waters, *Science of The Total*

- 430 420 Environment, Volume 732, 139065, ISSN 0048-9697,
431 421 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>.
- 432 422 Zielinski, S., Botero, C.M., Yanes, A., 2019. To clean or not to clean? A critical review of
433 423 beach cleaning methods and impacts. Marine Pollution Bulletin, 139. pp. 390-401.
434 424 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.027>

Author statement

Sebastian Kuś: Conceptualization, Data curation, Validation, Review & Editing.
Zbigniew Jelonek: Formal analysis, Visualization, Writing – original draft. Iwona
Jelonek: Writing – original draft, Review & Editing. Edyta Sierka: Data curation,
Validation.

1 Table 1 Solids separated in the studied material based on petrographic analysis

Component	Sample No. 0		Sample No. 1		Sample No. 2		Sample No. 3		Sample No. 4	
	Quantity	%	Quantity	%	Quantity	%	Quantity	%	Quantity	%
Mineral matter	996	99.6	972	97.2	960	96.0	966	96.6	985	98.5
Glass	0	0.0	2	0.2	4	0.4	3	0.3	0	0.0
Plastic	0	0.0	3	0.3	4	0.4	2	0.2	0	0.0
Cellulose	0	0.0	2	0.2	3	0.3	4	0.4	3	0.3
Metals	0	0.0	2	0.2	4	0.4	1	0.1	0	0.0
Rust	0	0.0	1	0.1	3	0.3	2	0.2	0	0.0
Ash, slag	0	0.0	1	0.1	2	0.2	2	0.2	0	0.0
Organic matter	4	0.4	12	1.2	13	1.3	17	1.7	11	1.1
Charcoal	0	0.0	4	0.4	5	0.5	3	0.3	1	0.1
Coals	0	0.0	1	0.1	2	0.2	0	0.0	0	0.0
	100	100	1000	100	1000	100	1000	100	1000	100
Component	Sample No. 5		Sample No. 6		Sample No. 7		Sample No. 8		Sample No. 9	
	Quantity	%	Quantity	%	Quantity	%	Quantity	%	Quantity	%
Mineral matter	984	98.2	970	97.0	981	98.1	985	98.5	980	98.0
Glass	0	0.0	1	0.1	2	0.2	1	0.1	2	0.2
Plastic	1	0.1	1	0.1	1	0.1	2	0.2	1	0.1
Cellulose	2	0.2	4	0.4	6	0.6	1	0.1	3	0.3
Metals	0	0.0	2	0.2	1	0.1	0	0.0	1	0.1
Rust	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	2	0.2
Ash, slag	2	0.2	3	0.3	0	0.0	0	0.0	0	0.0
Organic matter	11	1.1	18	1.8	9	0.9	11	1.1	10	1.0
Charcoal	2	0.2	1	0.1	0	0.0	0	0.0	1	0.1
Coals	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
	1000	100	1000	100	1000	100	1000	100	1000	100

2 * Paper packaging

3 Table 2 Solid waste in beach sands observed during a drone flight over a designated study area.

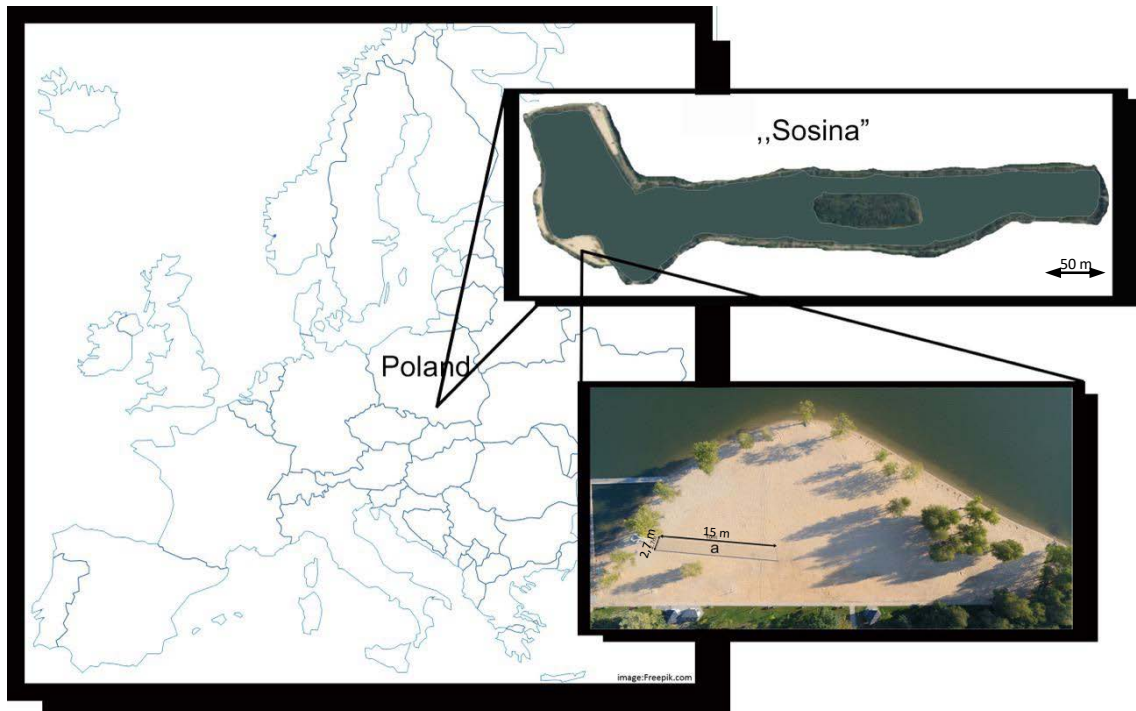
Component	Lot 1 (15mx0.9m)	Lot 2 (15mx0.9m)	Lot 3 (15mx0.9m)	Total
	Amount	Amount	Amount	Amount
Glass	0	0	0	0
Plastic	0	0	0	0
Cellulose	0	0	0	0
Metals	0	0	0	0
Organic matter	8	12	9	29
Charcoal	0	0	0	0
Fossil coal	0	0	0	0

4

5 Table 3 Fragments of packaging, barbecue fuels, cigarettes, organic matter, etc. waste in beach
6 sands retrieved from a beach cleaner.

Component	1st cleanup (15mx0.9m)	2nd cleanup (15mx0.9m)	3rd cleanup (15mx0.9m)	Total
	Amount	Amount	Amount	Amount
Glass	19	16	12	47
Plastic	28	31	22	81
Cellulose	38	22	24	84
Metals	16	10	8	34
Organic matter	68	52	46	166
Charcoal	4	9	7	20
Fossil coal	0	0	0	0

7



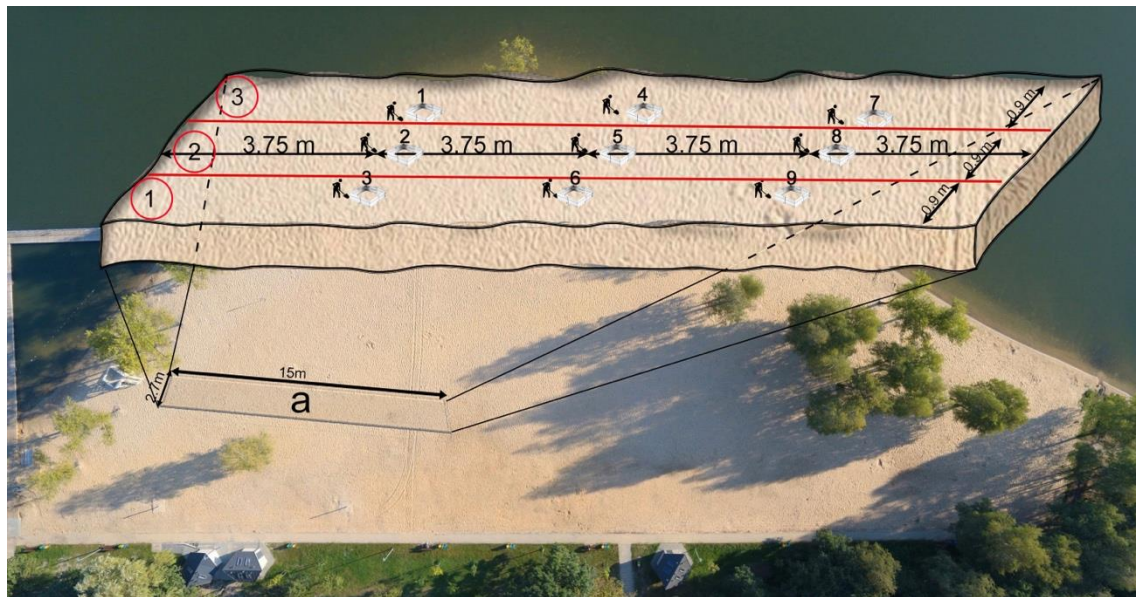
1

2 Fig. 1 Location of the study subject (EPSG:3857 system 50°14'22.8 "N 19°19'41.2 "E), (a)
3 location of the study area on the beach at the „Sosina” reservoir

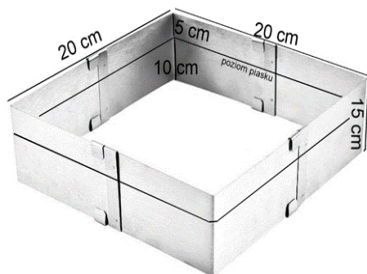


4

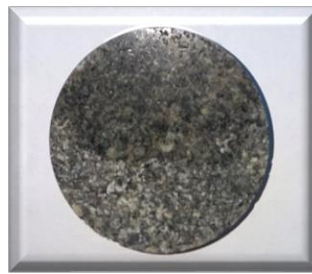
5 Fig. 2 Location of sample No. 0 collection.



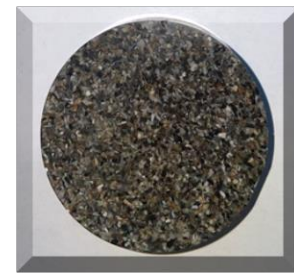
a



b



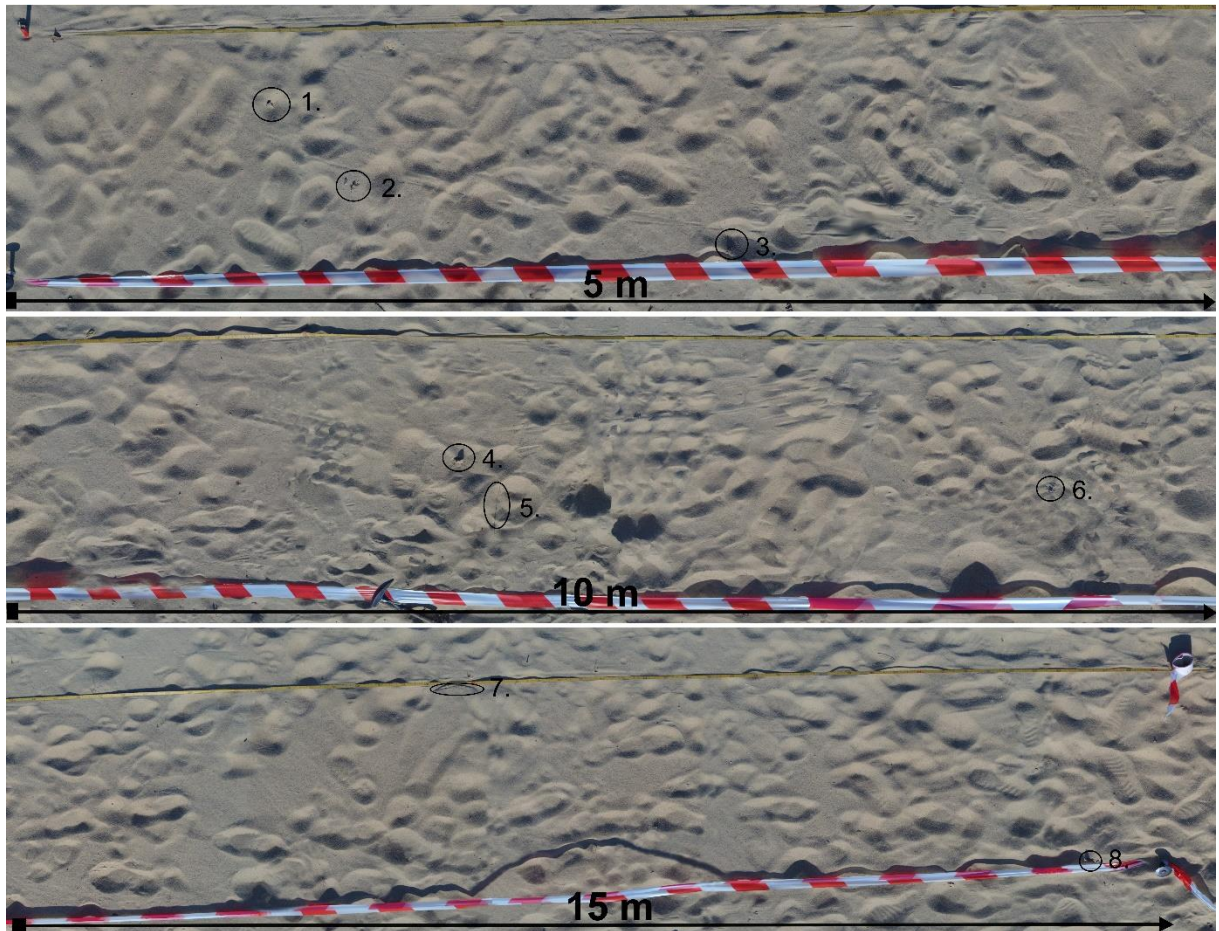
c



d

6

7 Fig. 3 (a) Distribution of sampling points for petrographic analysis. (b) Steel quadrat for
 8 sampling sands for petrographic analysis. (c,d) Selected polished sections for microscopic
 9 observation made of collected beach sands.

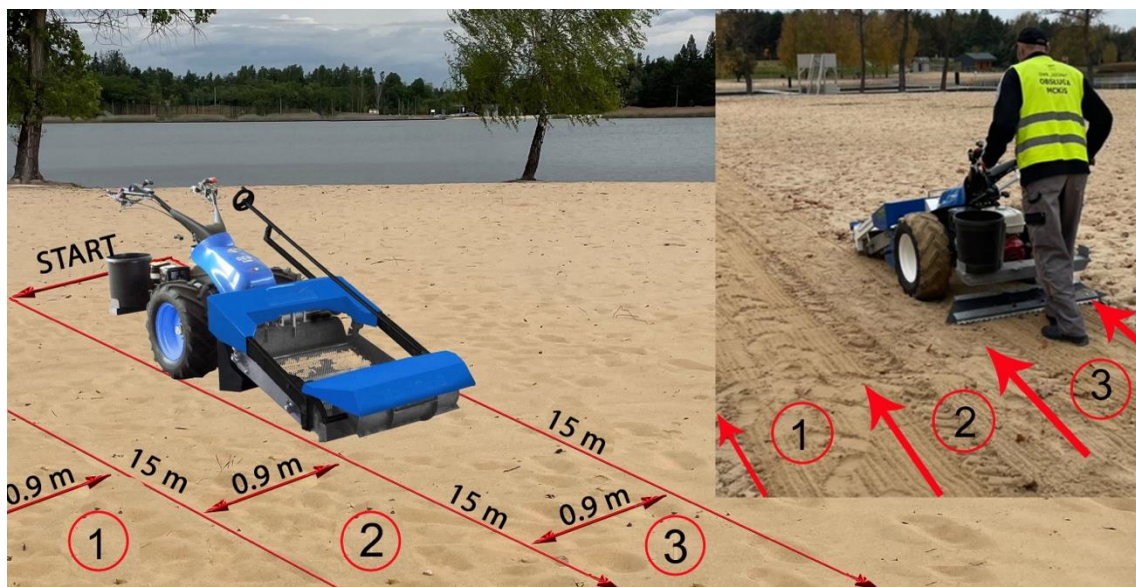


10

11

12

Fig. 4 Mapping of the surveyed area with a drone (1-8, identified waste).



13





14

15

Fig. 5 Beach cleaner for solid waste removal.

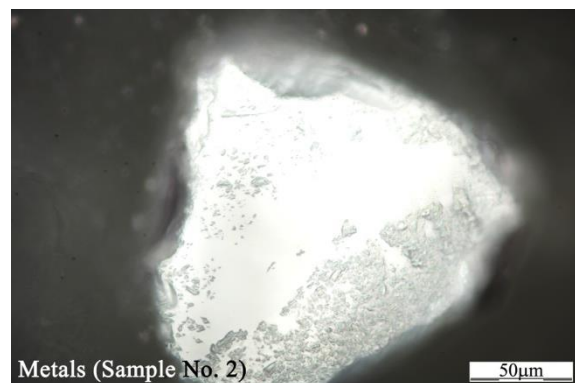
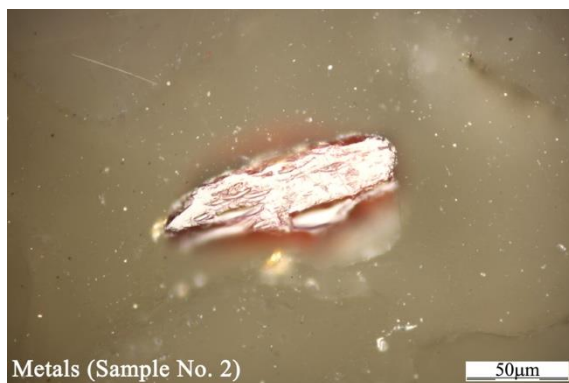
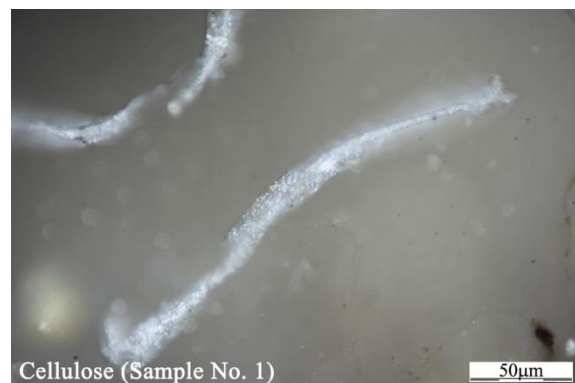
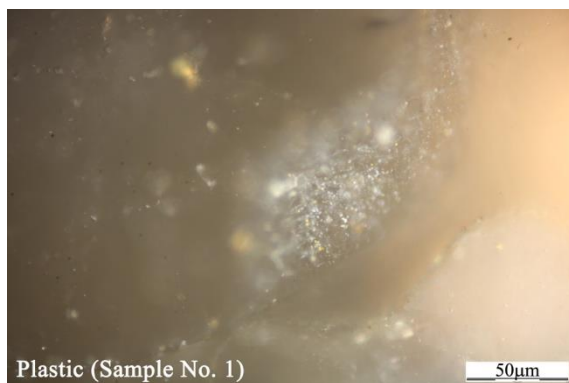
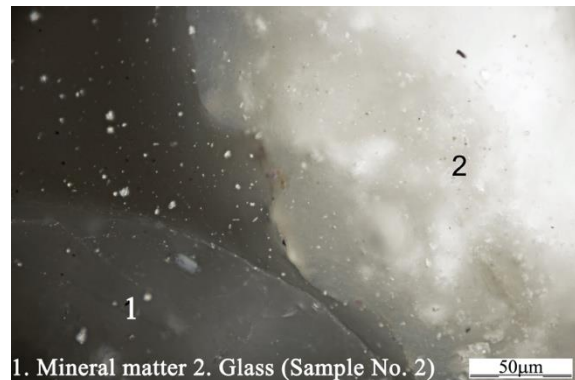
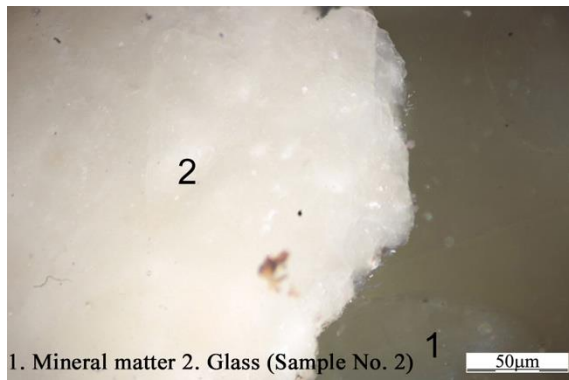
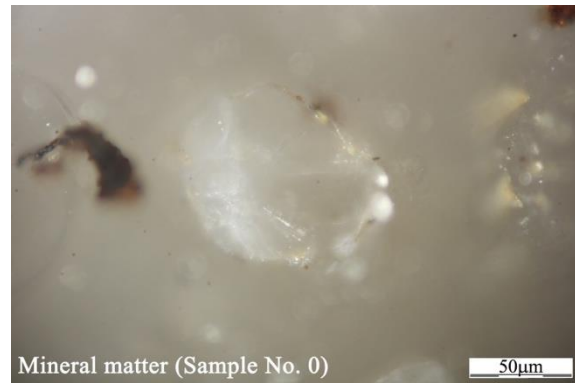
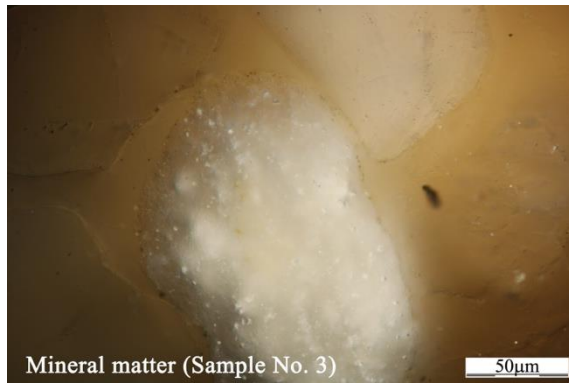


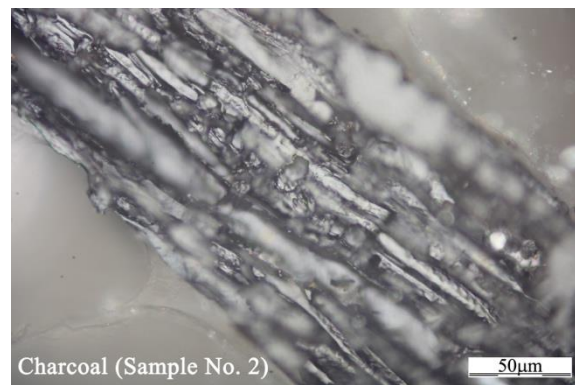
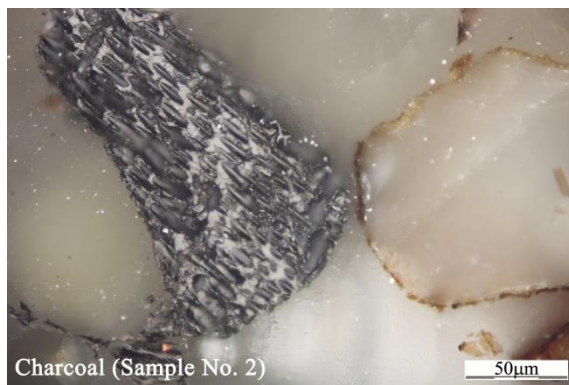
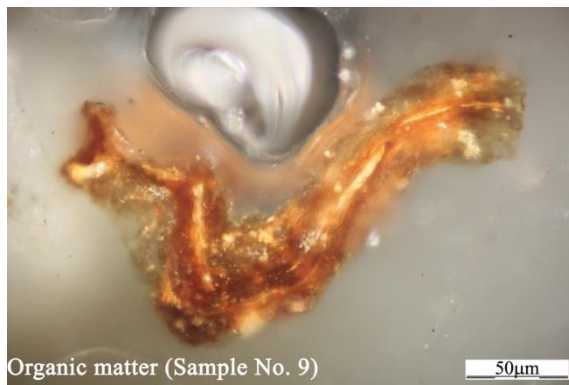
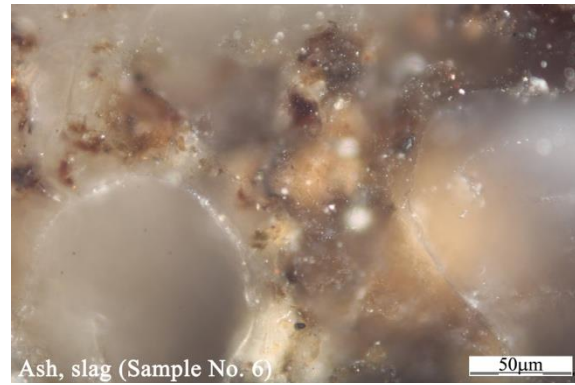
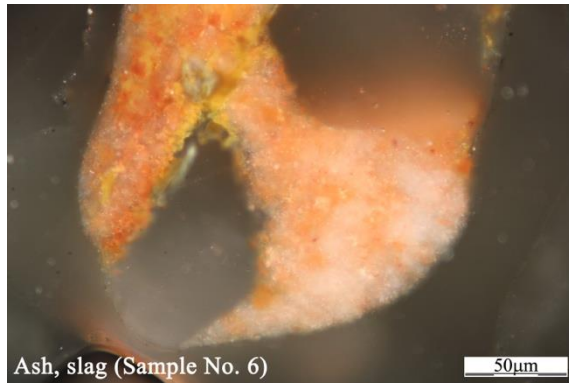
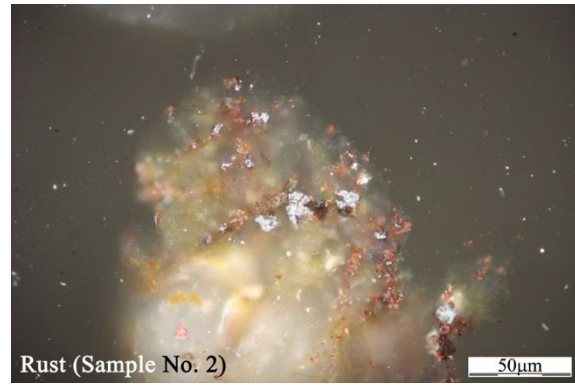
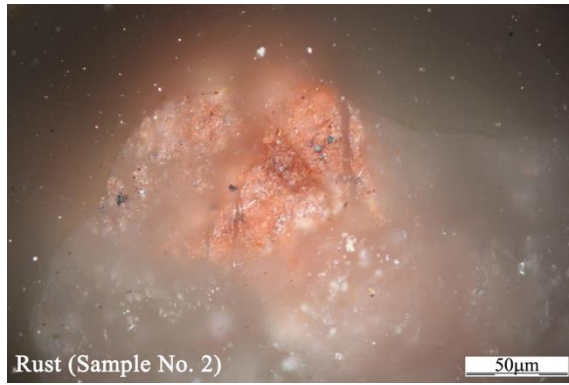
a

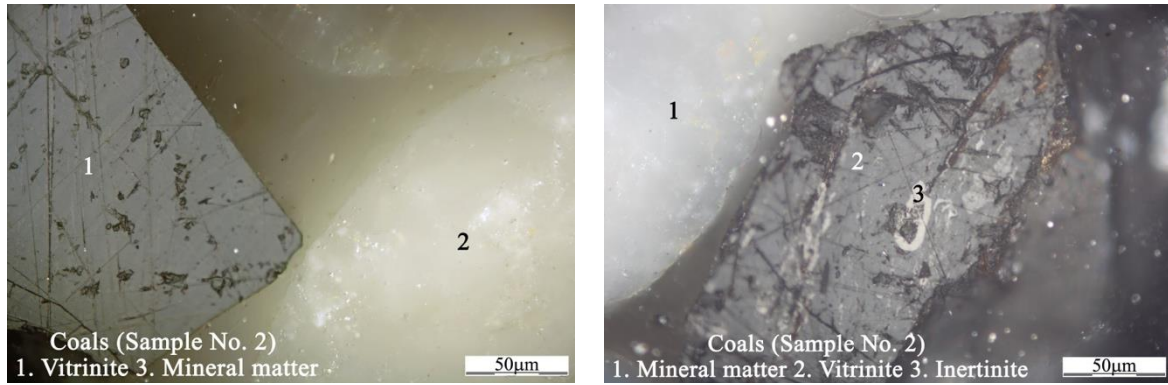
Image	Leafs	Seeds	Others
	<i>Betula pendula</i> <i>Picea</i> sp.	<i>Betula pendula</i>	Coal briquette, seed scales, <i>Betula pendula</i> bark fragments, and branches and petioles of <i>Populus</i> sp.
	<i>Betula pendula</i> (II)	<i>Betula pendula</i>	Small <i>Populus</i> sp. branches, <i>Betula pendula</i> bark fragments from
	<i>Betula pendula</i>	<i>Betula pendula</i>	The fragment of a branch
	Parts of conifer needles (II)	N/A	Parts of aquatic plants

b

17 Fig. 6 a. Solid waste revealed in beach sands using a cleaning machine. b. Biological material
18 identified in beach sands.

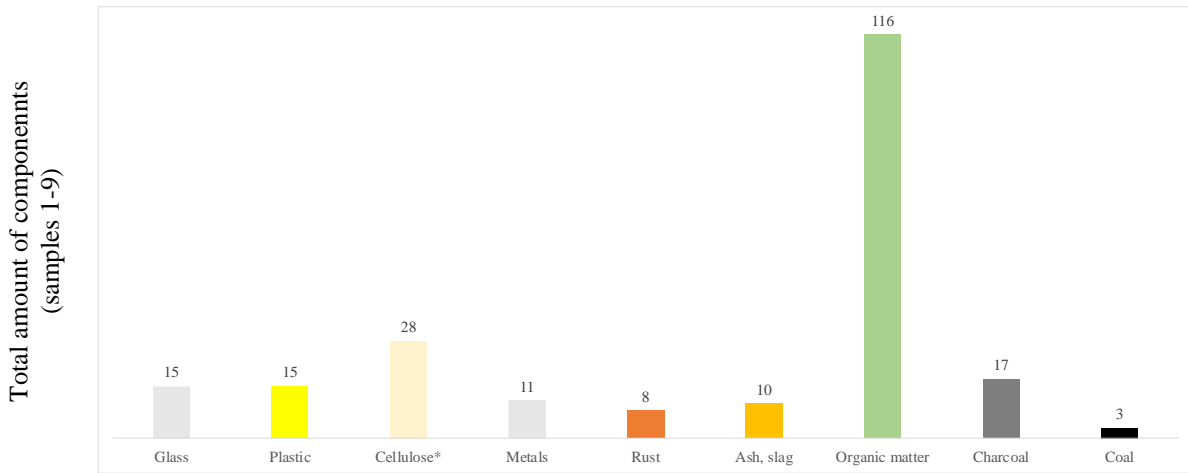






19

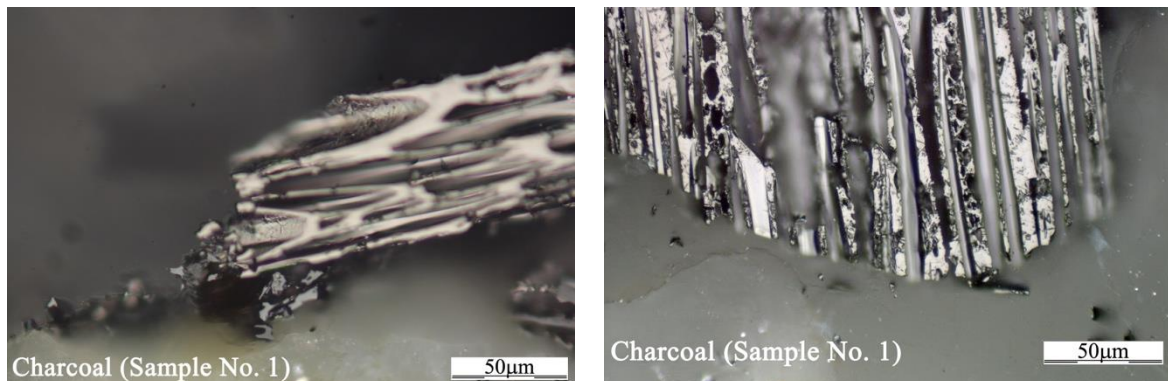
20 Fig. 7 Microscopic images of solid components of beach sands isolated during petrographic
21 analysis.

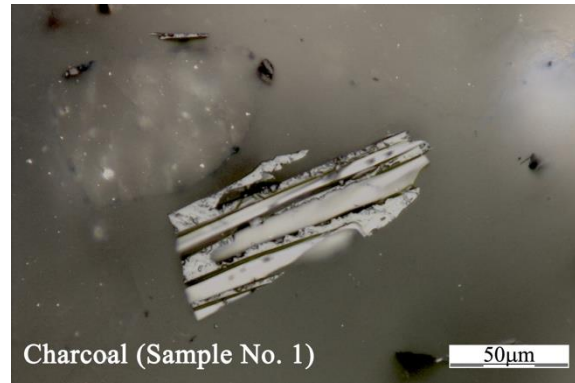
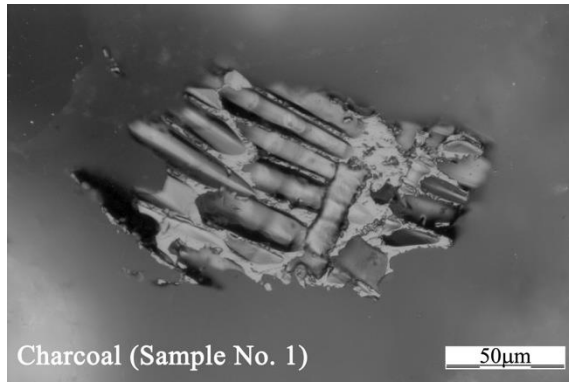


22

23 Fig. 8 Summary quantitative distribution of identified solid waste in beach sands based on
24 petrographic analysis.

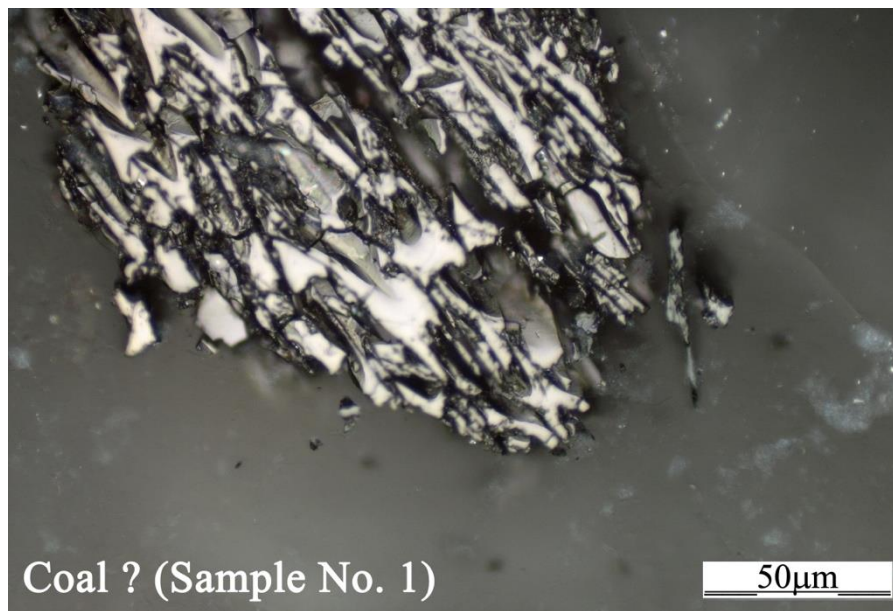
25





26

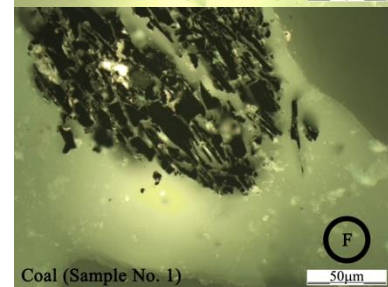
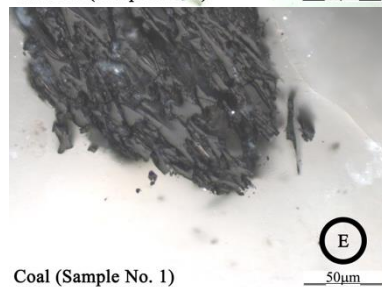
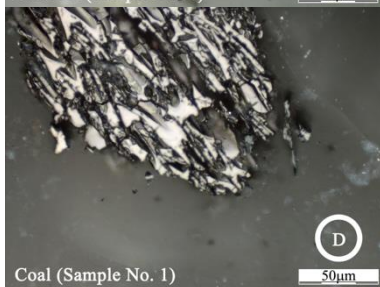
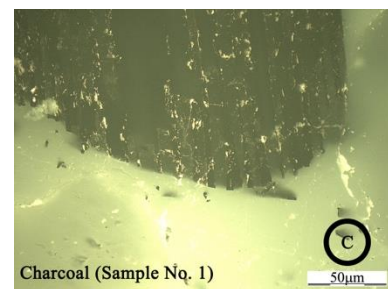
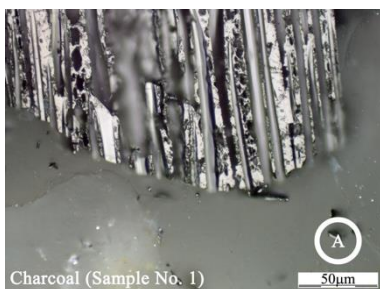
27 Fig. 9 Microscopic images of charcoal particles (Sample No. 1).



28

29 Fig. 10 Microscopic image of particles of coal showing similarity to charcoal and fossil coal
30 during microscopic observation.

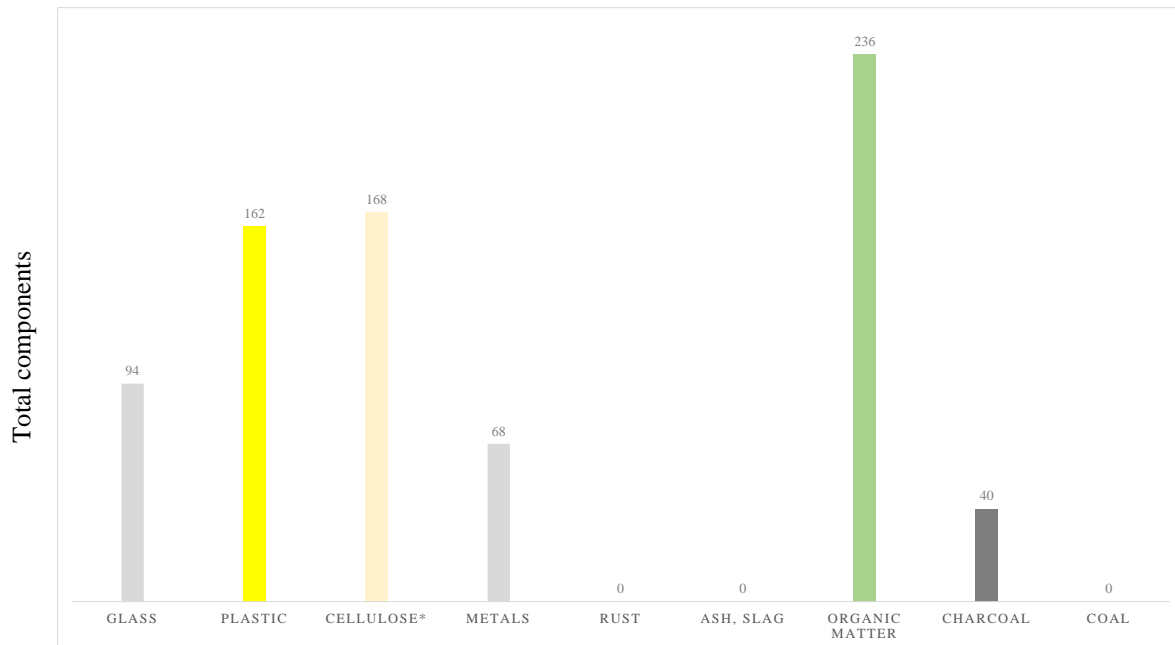
31



32

33 Fig. 11 Comparative comparison of microscopic images of wood charcoal and coal. A and D photographs
 34 taken in oil immersion, white reflected light. B and E Images taken in oil immersion, white light reflected
 35 using DIC filter. C and F Images taken in oil immersion using fluorescence.

36



37

38 Fig. 12 Quantitative distribution of waste in beach sands based on evaluation of extracted
 39 fragments from beach cleaning machine.

Manuscript body

[Download source file \(46.95 kB\)](#)

Tables

[Download source file \(31.22 kB\)](#)

Figures

[Download source file \(11.66 MB\)](#)