

Występowanie i usuwanie PFAS z odcieków składowiskowych

Occurrence and removal of PFAS from landfill leachates

RAFAŁ NOWAK

DOI 10.36119/15.2025.12.20

W ostatnich latach rośnie zainteresowanie nowo pojawiającymi się zanieczyszczeniami (EC – emerging contaminants), które stanowią poważne zagrożenie dla środowiska i zdrowia ludzi. Do tej grupy należą per – i polifluoroalkilowe związki organiczne (PFAS), będące antropogenicznymi substancjami o wyjątkowej trwałości chemicznej, odporności na degradację oraz wysokiej mobilności w środowisku. Ze względu na te właściwości PFAS określane są mianem „wiecznych chemikaliów”. W pracy dokonano przeglądu literatury odnośnie występowania PFAS w odciekach składowiskowych. Przedstawiono metody ich usuwania oraz poddano ocenie skuteczność różnych technologii oczyszczania odcieków. Z porównania wynika, że konwencjonalne metody oczyszczania są w dużej mierze nieskuteczne w usuwaniu PFAS, przez co konieczne jest stosowanie dodatkowych procesów jednostkowych i zintegrowanych technologii unieszkodliwiania odcieków. Jest to kluczowe dla ograniczenia emisji PFAS do środowiska i minimalizacji ich szkodliwego oddziaływania.

Słowa kluczowe: mikrozanieczyszczenia, PFAS, odcieki składowiskowe, składowiska odpadów

In recent years, there has been growing interest in emerging contaminants (EC), which pose a serious threat to the environment and human health. Among these are per – and polyfluoroalkyl substances (PFAS), anthropogenic compounds characterized by exceptional chemical stability, resistance to degradation, and high environmental mobility. Due to these properties, PFAS are often referred to as “forever chemicals”. This paper reviews the literature on the occurrence of PFAS in landfill leachate. Methods for their removal are presented, and the effectiveness of various leachate treatment technologies is evaluated. The comparison indicates that conventional treatment methods are largely ineffective in removing PFAS, making it necessary to apply additional unit processes and integrated treatment technologies. This is crucial to reducing PFAS emissions into the environment and minimizing their harmful impacts.

Keywords: micropollutants, PFAS, landfill leachate, waste landfills

Wprowadzenie

Szerokie wykorzystywanie związków per – i polifluoroalkilowych (PFAS) w produkcji artykułów konsumenckich i przemysłowych, przyczyniło się do wzrostu zagrożenia zanieczyszczenia środowiska tymi specyficznymi substancjami. Pod względem chemicznym PFAS to syntetyczne związki alkilowe per – (całkowicie) i poli – (częściowo) fluorowane. Ich charakterystyczną cechą budowy jest bardzo mocne wiązanie pomiędzy atomami fluoru i węgla, co sprawia, że są wyjątkowo stabilne i odporne na rozkład. Trwałość, mobilność oraz zdolność do kumulowania się w organizmach powoduje, że określane są jako „wieczne chemikalia” (forever chemicals) [4, 6].

Wyjątkowe właściwości PFAS (hydrofobowość, oleofobowość, odporność na wysoką temperaturę i korozję) przyczyniły się do szerokiego wykorzystania ich w produkcji powłok ochronnych [18, 45]:

- zabezpieczających przed zabrudzeniami – impregnaty do ubrań, obuwia, tapicerek meblowych i dywanów;
- zwiększających odporność na wysokie temperatury – teflonowe powłoki naczyń kuchennych;
- ograniczających działanie agresywnych lub żrących chemikaliów.

Ponadto PFAS występują w wielu innych produktach, takich jak:

- gaśnice – odporność na zmiany temperatury;
- środki smarne – zdolność do zmniejszania tarcia;
- elektroniczne obwody drukowane – ochrona przed wilgocią, kurzem i korozją;
- papierowe opakowania żywności – zapobieganie przenikaniu tłuszczów;
- kosmetyki i produkty do pielęgnacji ciała – wodoodporność, trwałość i gładkość;
- uszczelki oraz przewody hydrauliczne – wysoka odporność temperaturowa oraz chemiczna;

- sprzęt medyczny – biokompatybilność, nieprzywieranie płytek krwi.

Związki PFAS są stopniowo uwalniane z produktów konsumenckich do środowiska praktycznie na każdym etapie ich cyklu życia: od produkcji, przez użytkowanie, aż po utylizację/składowanie. Niestety ze względu na swoje właściwości i trwałość we wszystkich elementach środowiska PFAS stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi oraz ekosystemów naturalnych i należą do grupy tzw. nowo pojawiających się zanieczyszczeń (EC-emerging contaminants; CEC-contaminants of emerging concern). Liczne badania naukowe potwierdzają obecność PFAS w wodach powierzchniowych, gruntowych, glebie, osadach denny, powietrzu oraz w organizmach żywych [3, 11, 20, 29, 30, 40, 46-48].

Zużyte produkty zawierające PFAS ostatecznie trafiają na składowiska, gdzie w wyniku perkolacji wód opadowych przez zgromadzone odpady dochodzi do powstawania

odcieków. Odcieki składowiskowe charakteryzują się między innymi: zmiennością składu fizyko-chemicznego, wysokimi stężeniami związków organicznych, nieorganicznych i azotu amonowego oraz obecnością mikrozanieczyszczeń, takich jak: mikroplastiki (MPs), farmaceutyki, metale ciężkie i ich sole, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB) oraz „wieczne chemikalia” (PFAS) [8, 10, 12, 27, 28, 31, 32, 34]. Złożoność matrycy odcieków składowiskowych sprawia, że stopień usuwania związków PFAS w oczyszczalniach działających w oparciu o klasyczne rozwiązania jest niewystarczający, zwłaszcza w odniesieniu do krótkołańcuchowych PFAS.

Z tego powodu uznaje się za istotne i celowe monitorowanie związków PFAS w odciekach powstających na składowiskach odpadów komunalnych, ponieważ w przypadku wystąpienia nieszczelności w warstwach izolujących odpady od podłoża, może dojść do zanieczyszczenia wód gruntowych i gleby.

Ogólna charakterystyka i wybrane metody oznaczania PFAS

Substancje perfluoroalkilowe i polifluoroalkilowe cechują się wysoką odpornością na degradację termiczną, chemiczną i biologiczną [19]. W literaturze można znaleźć informacje, że związki PFAS łatwo wchłaniają się drogą pokarmową, odkładając się głównie w wątrobie, nerkach i surowicy [21, 34]. Mogą przenikać do krwi pępowinowej oraz mleka matki, negatywnie wpływając na rozwój płodów i niemowląt. Związki PFAS są przyczyną chorób naczyniowo-sercowych, tarczycy, nerek, uszkodzeń wątroby, a także prowadzić mogą do niepłodności i zmian nowotworowych (osłabienie odpowiedzi immunologicznej oraz wzrost ryzyka chorób autoimmunologicznych).

Do najczęściej wykrywanych w środowisku substancji PFAS należą kwasy: perfluorooctanosulfonowy (PFOS), perfluorooctanowy (PFOA) oraz perfluoroheksanosulfonowy (PHxS). Uważa się, że kwasy PFOA i PFOS są powszechne w środowisku naturalnym [15]. Podwyższone stężenia tych związków obserwuje się w pobliżu dużych obiektów przemysłowych, szkół pożarniczych i poligonów strażackich, a także na składowiska odpadów i terenach przyległych, gdzie poszczególne grupy zawodowe są narażone na bezpośrednie wdychanie związków PFOA i PFOS. Populacje oddalone od obszarów skażonych narażone są głównie poprzez spożywanie zanieczyszczonej wody oraz żywności (jaj, ryb, owoców morza). Zgodnie z klasyfikacją

Międzynarodowej Agencji Badań nad Rakim (IARC – International Agency for Research on Cancer) kwasy PFOA są uznawane za rakotwórcze dla ludzi (Grupa 1) a PFOS jako możliwy/prawdopodobny czynnik rakotwórczy dla ludzi (Grupa 2B) [15].

Związki PFAS są zróżnicowane pod względem długości wiązania łańcucha węglowego (substancje długo – i krótkołańcuchowe), co może stwarzać problemy analityczne. Dodatkową przeszkodą przy oznaczaniu niskich stężeń PFAS jest złożoność badanych matryc (ścieki bytowo-gospodarcze, odcieki składowiskowe), co wpływa na ich detekcję i kwantyfikację oraz wymaga czułych i selektywnych metod analitycznych [1, 26, 39].

Oznaczenie badanych substancji PFAS obejmuje między innymi [14, 17, 26]: a) ekstrakcję w fazie stałej (SPE) polegającą na przepuszczeniu badanej próbki przez kolumnę lub dysk zawierający materiał sorpcyjny (np. węgiel aktywny lub żywice polimerowe), który selektywnie zatrzymuje związki PFAS, umożliwiając jednocześnie przepływ innych składników, następnie zatrzymane związki są wypłukiwane przy użyciu odpowiedniego eluentu; b) separację związków PFAS z wykorzystaniem wysokosprawnej chromatografii cieczowej (HPLC); c) detekcję za pomocą spektrometrii mas z analizą tandemową (MS/MS) – „złoty standard” w oznaczaniu PFAS.

Analiza PFAS w odciekach składowiskowych jest utrudniona ze względu na złożoność badanej matrycy, charakteryzującej się wysokimi stężeniami związków organicznych i nieorganicznych, obecnością dużej ilości zawiesin oraz substancji interferujących. Przygotowanie próbki musi być poprzedzone rozcieńczeniem, wirowaniem lub filtracją w celu usunięcia zawiesin.

Metodami rekomendowanymi do oznaczania PFAS w odciekach składowiskowych są metody oparte na izotopowym standardzie wewnętrznym w połączeniu z chromatografią cieczową sprzężoną ze spektrometrią mas (LC-MS/MS). Polegają one na dodaniu do badanej próbki znanej ilości związku znakowanego izotopowo o strukturze identycznej lub zbliżonej do analizowanego związku PFAS. Taki zabieg umożliwia skorygowanie strat substancji w trakcie przygotowania próbek do oznaczeń oraz kompensuje wpływ samej matrycy podczas wykonywania analizy instrumentalnej. Zgodnie z zaleceniami amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (EPA – Environmental Protection Agency) metodą rekomendowaną do oznaczania PFAS w odciekach składowiskowych jest Metoda 1633, która odnosi się do analizowania 40 PFAS także w innych matrycach [9].

Inne metody wykorzystywane przy oznaczaniu PFAS w matrycach ciekłych to między innymi [2, 16, 42]: a) metoda ASTM D8421 wykorzystywana przy oznaczaniu PFAS w cieczach przy poprzez ich wstępne, ekstrakcję na fazie stałej z wymyściem metanolem i analizę z wykorzystaniem chromatografii cieczowej sprzężonej z tandemową spektrometrią mas (LC-MS/MS); b) metoda EPA 8327 dotyczy oznaczania wybranych PFAS w matrycach ciekłych za pomocą LC-MS/MS, bez konieczności ekstrakcji w fazie stałej (SPE); c) metoda ISO 21675:2019 opisuje metodę oznaczania PFAS w cieczach nieprzefiltrowanych z wykorzystaniem ekstrakcji w fazie stałej i detekcji LC-MS/MS.

Metody usuwania PFAS

Do usuwania związków PFAS z odcieków składowiskowych mogą być wykorzystywane metody: separacyjne/koncentracyjne oraz degradacyjne/destrukcyjne.

Procesy separacyjne/koncentracyjne obejmują: adsorpcję (GWA – granulowany węgiel aktywny, PWA – pylisty węgiel aktywny, gliny modyfikowane); wymianę jonową (AIX); frakcjonowanie piany (FF – foam fractionation) oraz metody membranowe (NF – nanofiltration/nanofiltracja, RO – reverse osmosis/odwrócona osmoza, DTRO – disk tube reverse osmosis/odwrócona osmoza z rurą dyskową). Technologie adsorpcji na węglu aktywnym i/lub glinach modyfikowanych oraz procesy wymiany jonowej polegają na wychwytywaniu przez adsorbent lub żywicę jonowymienną związków PFAS z fazy ciekłej [23]. Metody te są skuteczne w stosunku do PFAS o dłuższych łańcuchach, a ich efektywność maleje przy wysokim stężeniu związków organicznych i zasoleniu. Do wad tych metod należą konieczność dalszego zagospodarowania zużytego sorbentu lub jonitu zawierających skoncentrowane zanieczyszczenia. W literaturze można znaleźć informacje, że kolumny z żywicą anionową osiągają lepsze wyniki, niż klasyczny węgiel aktywny. Metoda frakcjonowania piany wykorzystuje powierzchniowo czynne właściwości PFAS, dzięki czemu cząsteczki zanieczyszczeń łatwo migrują na granicę faz gaz-ciecz i są wynoszone w wytworzonej pianie. Prace doświadczalne wykazały wysoką (>90%) skuteczność usuwania długołańcuchowych związków PFAS z odcieków oraz niską efektywność w stosunku do związków krótkołańcuchowych (<30%) [25, 37, 43]. Do zalet metody należą koszty eksploatacyjne oraz możliwość jej wykorzystania jako wstępny etap usuwania PFAS z odcieków [25, 37]. Separacja membranowa z użyciem NF, RO

Tabela 1. Porównanie efektywności usuwania PFAS z wybranych odcieków w zależności od zastosowanej metody/procesu [7, 23, 25, 35-38, 43, 44]

Lp	Rodzaj usuwanych zanieczyszczeń	Zastosowana metoda/proces usuwania PFAS	Efektywność metody/procesu	Uwagi/komentarz	Źródło danych
1	Σ29 PFAS składowisko odpadów Hovgården, Uppsala, Szwecja	frakcjonowanie pianowe, skala pilotażowa	średnio ok. 60% dla ΣPFAS: >90% dla form długotańcuchowych PFAS; <30% dla form krótkotańcuchowych PFAS	najlepsze efekty uzyskano przy dłuższym czasie kontaktu i niższej frakcji piany (≤10%)	[37]
2		frakcjonowanie pianowe z utlenianiem elektrochemicznym (anoda BDD), skala pilotażowa	średnio ok. 50% dla ΣPFAS: 86% dla form długotańcuchowych; 31% dla form krótkotańcuchowych	połączenie procesów FF i EO skutkowało problemami technicznymi i ograniczoną skutecznością usuwania PFAS	[38]
3	Σ11 PFAS składowisko odpadów Gryta, Västerås, Szwecja	ozonowanie	do 45% dla ΣPFAS: >86% dla form długotańcuchowych; <30% dla form krótkotańcuchowych	możliwość powstawania produktów ubocznych, ryzyko wtórnego zanieczyszczenia	[23]
4		sorpcja (PWA)	ok. 60% dla ΣPFAS przy dawce 400 mg/dm ³ ; ok. 90% ΣPFAS przy dawce 1100 mg/dm ³	bardzo wysokie zapotrzebowanie na sorbent, konkurencja innych związków organicznych	
5		sorpcja (GWA)	ok. 60% dla ΣPFAS: >90% dla form długotańcuchowych	szybkie osiągnięcie punktu przebiccia kolumny sorpcyjnej (breakthrough)	
6		wymiana jonowa na anionitach	ok. 70% dla ΣPFAS: 88% PFOS; 86% PFHxS; 59% PFBS	najlepszy stosunek wydajności do poniesionych kosztów	
7		nanofiltracja	77 – 80% dla ΣPFAS: >70% dla form krótkotańcuchowych (PFBA, PFPeA)	metoda skuteczna dla krótkotańcuchowych form PFAS; powstaje retentat wymagający dalszego zagospodarowania	
8	Σ30 PFAS składowiska odpadów z 11 różnych miastach, Chiny	system DTRO z wymianą jonową	94 % dla Σ30PFAS: 99.97 % dla PFBS	wymiana jonowa miała znikomy wpływ na dalsze usuwanie PFAS po procesie DTRO	[44]
9	Σ20 PFAS składowisko odpadów w Queensland, Australia	frakcjonowanie pianowe z ozonowaniem	>90% Długotańcuchowe PFAS (np. PFOA, PFOS) 8% – 95% Krótkotańcuchowe PFAS (np. PFBS, PFHxA)	niska skuteczność dla krótkotańcuchowych PFAS; może prowadzić do powstawania niepożądanych produktów przejściowych (np. FBSA).	[43]
10	Σ16 PFAS składowisko odpadów Hovgården, Uppsala, Szwecja	frakcjonowanie pianowe z powietrzem	83% Σ16 PFAS: >90% dla PFOS, PFOA, PFHxS, PFHpA i 6:2 FTSA; 50-80% dla FNA, PFPeS, PFHxA, PFHpS i PFBS; 0-50% dla PFBA, PFPeA oraz prekursorów	niska skuteczność usuwania krótkotańcuchowych PFAS	[25]
11	Σ26 PFAS 15 składowisk odpadów na Florydzie, USA	odwrócona osmoza	98-99% dla ΣPFAS	wysoka skuteczność usuwania krótkotańcuchowych PFAS; pełnoskalowe zastosowanie	[7]
12	Σ19 PFAS 3 składowiska odpadów, USA	reaktor plazmowy	>99,9% dla długotańcuchowych PFAA 10-99,9% dla krótkotańcuchowych PFAA)	zmienna skuteczność usuwania krótkotańcuchowych PFAS; wysoka wydajność rozkładu PFAS na jednostkę zużytej energii	[36]
13	Σ24 PFAS * ciekła matryca zanieczyszczona syntetycznie * próbki polowe zanieczyszczone pianą gaśniczą (AFFF-impacted IDW)	nadkrytyczne utlenianie wody	>99,9% dla ΣPFAS	możliwość wykorzystania metody do usuwania PFAS z odcieków; nie powstają zanieczyszczenia wymagające dalszego oczyszczania	[35]

lub DTRO wykazuje bardzo wysoką skuteczność (>90%) w usuwaniu PFAS z odcieków [23, 44]. Proces wymaga jednak wstępnej poprawy jakości unieszkodliwianych odcieków (usunięcia zawiesin, odgazowania) oraz późniejszego zagospodarowania retentatu o wysokim stężeniu PFAS [23, 44]. Do wad metody zalicza się także: spadek wydajności procesu spowodowany osiadaniami cząstek stałych na zewnętrznej powierzchni membran, a także wysokie koszty inwestycyjne oraz eksploatacyjne.

Celem metod degradacji/destrukcji jest rozbicie silnych wiązań C-F oraz mineralizacja PFAS (do CO₂ i F⁻) lub przekształcenie ich w mniej trwałe produkty końcowe. W tym celu wykorzystywane są metody utleniania elektrochemicznego (EO – electrochemical oxidation). Polegają one na wykorzystaniu elektrod diamentowych domieszkiowanych borem (BDD), które mogą skutecznie degradować PFAS w odciekach [38]. Niestety efektywność metody spada wraz ze wzrostem stężenia substancji orga-

nicznych, dlatego konieczne jest wcześniejsze podczyszczenie odcieków. Z tego względu często spotykanym zabiegiem jest integracja tej metody z frakcjonowaniem piany (EO + FF) [38]. Innymi badanymi metodami są oczyszczanie z wykorzystaniem reaktora plazmowego (ECo-Pre – enhanced contact plasma reactor) oraz utlenianie w wodzie nadkrytycznej (SCWO – supercritical water oxidation). Niestety pomimo dużej skuteczności w usuwaniu PFAS metody te wymagają dopracowania i nie są stosowane na skalę przemysłową [35, 36].

Efektywność wybranych metod/procesów usuwania PFAS z wytypowanych odcieków przedstawiono w tabeli 1.

Na podstawie zestawienia tabelarycznego oraz badań przeprowadzonych przez Chen i in. można stwierdzić, że odwrócona osmoza jest obecnie jedyną pełnoskalową technologią, umożliwiającą skuteczne usuwanie krótko- i długotańcuchowych związków PFAS z odcieków składowiskowych [7]. Przydatność metody została potwierdzona

w doświadczeniach, w których uzyskano 98-99% usunięcia 26 badanych substancji PFAS (Σ26 PFAS). Uzyskane wyniki korelują z wnioskami zwartymi w pracy towarzyszącej Zhang i in., w której wskazano silne powiązanie pomiędzy stopniem usunięcia PFAS z odcieków oraz innymi wskaźnikami fizykochemicznymi [51]. Podkreśla to uniwersalne zastosowanie metody RO w unieszkodliwianiu matryc złożonych, jakimi są odcieki składowiskowe. Jednocześnie autorzy podkreślają, że powstający retentat wymaga dalszego zagospodarowania. Metody plazmowe oraz nadkrytycznego utleniania wody pomimo obiecujących wyników i wysokiego potencjału wdrożeniowego na chwilę obecną nie wyszły poza skalę laboratoryjną [35, 36]. Efektywność procesów usuwania PFAS z odcieków zależy od właściwości fizykochemicznych samego odcieku oraz doboru optymalnej technologii. Dlatego zalecane są metody połączone, pozwalające na zwiększenie efektywności oczyszczania przy jednoczesnym obniżeniu kosztów eksploatacyjnych.

Występowanie PFAS w odciekach

Z danych dostępnych w literaturze wynika, że tylko w samych Stanach Zjednoczonych rocznie na składowiska odpadów komunalnych trafia 7,5 tony PFAS z czego 460 kg emitowanych jest przez gaz składowy, a 750 kg poprzez odcieki [41]. Porównując te informacje z wynikami doświadczeń prowadzonych przez Lang i in., określającymi stężenie PFAS w odciekach na poziomie od 563 do 638 kg/rok, można zaobserwować wyraźną tendencję wzrostową całkowitej, rocznej ilości PFAS wymywanych z amerykańskich składowisk, w stosunku do wcześniejszych badań [18, 41]. Z kolei Zemba i in. wskazują, że stężenie związków PFAS w gazie składowiskowym może osiągać wartość 1150 kg/rok, co również świadczy o wzroście obecności tego rodzaju zanieczyszczeń, w odniesieniu do wcześniejszych doniesień literaturowych [50]. Jak wynika z opublikowanych danych, sumaryczne stężenie związków PFAS w odciekach pochodzących ze składowisk może wynosić od 1,1 do 32,6 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ a ich ilość związana jest z wiekiem składowiska odpadów [13, 18, 23]. Masoener i in. donoszą, że w odciekach surowych PFAS występują w stężeniu 93,1 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, jednak Capozzi i in. podają znacznie wyższe wartości dochodzące do 172,98 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, przy medianie równej 21,86 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ [5, 24]. Również Yan i in. wykazali wyższe stężenie PFAS (oznaczonych jako ΣPFAA) w odciekach surowych, osiągające poziom 292,0 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ [49]. Większość naukowców jest zgodna, że stężenia PFAS w odciekach mogą osiągać wartość rzędu 10^3 - 10^5 ng/dm^3 i są wyższe, niż w ściekach komunalnych [5, 24, 41].

Liu i in. do badań nad identyfikacją i kwantyfikacją PFAS wytypowali trzy składowiska odpadów w Guangzhou (Chiny) [22]. Analizowano odcieki surowe i oczyszczone oraz wody gruntowe pobrane z terenu składowisk. Próbkę przeznaczoną do analiz pochodziły z działających instalacji oczyszczania odcieków, będących częścią infrastruktury badanych obiektów. Każde ze składowisk posiadało własną stację oczyszczania odcieków, działającą w oparciu o procesy: biologiczne (MBR – membranowy bioreaktor lub SBR – sekwencyjny reaktor biologiczny); zaawansowanego utleniania i/lub adsorpcji oraz separacji membranowej (RO / NF). Miejscem poboru badanych próbek była przepompownia przed i po procesie unieszkodliwiania odcieków. W wyniku przeprowadzonych doświadczeń zidentyfikowano 651 różnych związków PFAS należących do 96 klas. Najczęściej wykrywane były: PFCAs, PFSAs, H-PFCAs, N-methyl FASAs, FASAs, FTS oraz PFESA.

Stężenia PFAS w surowych odciekach zmieniały się w zakresie od 3,04 do 109,0 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ a po procesie oczyszczania od 0,13 do 0,68 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Średnia efektywność usuwania badanych mikrozanieczyszczeń wynosiła od 62 do 99%, jednak jak wskazują naukowcy niektóre PFAS o krótkich łańcuchach węglowych (np. PFBS) wykazywały niską podatność na usuwanie. Dla badaczy zaskakujące było wykrycie w odciekach oczyszczonych niektórych PFAS (6:2 FTS, 5:3 FTCA, MeFOSAA, PFHxS) pomimo ich braku w odciekach surowych. Pojawienie się powyższych związków autorzy tłumaczą możliwością interferencji matrycy odciekowej, co mogło wpływać na tłumienie sygnałów masowych, a tym samym ukrywać obecność niektórych PFAS lub transformacją mikrozanieczyszczeń w trakcie procesów oczyszczania. W przypadku wód gruntowych poziom stężenia badanych związków zmienił się w zakresie od 0,01 do 1,21 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, co świadczy o przenikaniu odcieków przez warstwy ochronne. Teza ta znalazła potwierdzenie w silnej, dodatniej korelacji liniowej Pearsona pomiędzy PFAS w odciekach i wodach gruntowych ($R = 0,5 - 0,9$).

Interesujące badania nad występowaniem PFAS w odciekach składowiskowych prowadzili Chen i in. [7]. Próbkę przeznaczoną do analiz pobierano z kanadyjskiego składowiska odpadów komunalnych, do 20-litrowych kanistrów HDPE i przechowywano w temp. poniżej 4°C. Doświadczenia były prowadzone w warunkach rzeczywistych, bez wstępnej obróbki próbek oraz bez dodatkowego wprowadzania PFAS. Celem eksperymentu było określenie poziomu stężeń PFAS w odciekach (młodych i dojrziałych) i w skroplinach kondensatu gazu składowiskowego oraz ocena skuteczności usuwania PFAS w obecności wysokich stężeń substancji organicznych i nieorganicznych. Ponadto w swojej pracy naukowcy porównali adsorpcyjne (GWA, IEX) oraz degradacyjne (elektrochemiczne – EC) metody usuwania związków per – i polifluoroalkilowych. W wyniku przeprowadzonych badań wykazano, że sumaryczny poziom stężeń PFAS w odciekach młodych i dojrziałych wynosił odpowiednio 8,79 i 4,62 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. W odciekach młodych przeważały formy długołańcuchowe (PFOS, PFOA, PFHxS), a w dojrziałych zaobserwowano ponad 3-krotnie większe stężenie prekursorów sulfonamidowych (N-EtFOSAA = 2,49 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$), co mogło wskazywać na ich stopniową transformację w czasie. Natomiast w odciekach rozcieńczonych wodami opadowymi (odprowadzanych do kanalizacji) sumaryczne stężenie PFAS wynosiło 0,27 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. W przypadku skroplin (kondensatu) gazu stężenie PFAS określono na poziomie od

0,16 do 0,27 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ a dominującą formą były PFCA, w tym krótkołańcuchowe PFHxA. Zdaniem autorów obecność PFAS w kondensacie gazowym spowodowana była ich lotnością i podatnością do aerolizacji. Badając wody gruntowe Chen i in. wykazali, że poziom PFAS stanowił ok. 1-2% stężenia tych związków w odciekach (0,10 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$), co może wskazywać na rozszczelnienie geomembran stanowiących barierę ochronną pod składowiskiem odpadów [7]. Do porównania skuteczności usuwania PFAS z odcieków autorzy wykorzystali proces adsorpcji na węglu aktywnym (GWA – Calgon F400) oraz wymiany jonowej (IEX – Dowex PSR2+, Purolite PFA694E). W wyniku przeprowadzonych doświadczeń wykazano, że skuteczność usuwania PFSa i PFCA z odcieków wynosiła 37-38% i 16-26%, w przypadku granulowanego węgla aktywnego oraz do 100% i 53-87%, w przypadku żywic jonowymiennych. Zastosowanie procesu EC (anoda BDD) przyczyniło się do praktycznie całkowitego usunięcia długołańcuchowych PFAS (PFOA, PFOS) z odcieków dojrziałych oraz do prawie 50% obniżenia sumarycznego stężenia PFAS w odciekach młodych. W przypadku krótkołańcuchowych PFAS (PFBA, PFBS) efekty usunięcia nie były zadowalające i związki pozostawały w wysokich stężeniach. W trakcie prowadzenia badań zaobserwowano, że część energii była zużywana do rozkładu materii organicznej zamiast PFAS. Przy zastosowaniu EC usunięcie rozpuszczonego węgla organicznego w odciekach dojrziałych i młodych wyniosło odpowiednio 85% i 66%.

Inne badania w zakresie wykrywania i usuwania wybranych fluorowanych związków alkilowych prowadzili Wang i in. [44]. Naukowcy w doświadczeniach wykorzystali odcieki pochodzące z 11 chińskich składowisk miejskich, zróżnicowanych pod względem położenia geograficznego. W wyniku przeprowadzonych eksperymentów wykazano, że w surowych odciekach poziom stężeń 30 badanych substancji PFAS wynosił od 0,94 do 32,49 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ (średnio 6,49 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$). Dominowały mikrozanieczyszczenia o krótkich łańcuchach węglowych, głównie PFBS (perfluorobutanosulfonian), którego stężenie wahało się od 0,23 do 27,94 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ (średnio 4,51 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$). Zaobserwowano istotną korelację ($r^2 = 0,79$; $p < 0,01$) pomiędzy stężeniem PFAS w odciekach surowych a rozwojem gospodarczym poszczególnych regionów. Wyższe poziomy stężeń mikrozanieczyszczeń obserwowano w silnie uprzemysłowionych obszarach nadmorskich, a niższe w słabiej rozwiniętych prowincjach śródlądowych. Do poprawy jakości odcieków zastosowano proces DTRO. Do zalet tego rozwiązania technologicznego należą:

duża efektywność, umiarkowane koszty eksploatacyjne, odporność na zanieczyszczenia, możliwość pracy przy wysokim zasoleniu, modułowa konstrukcja umożliwiająca szybką rozbudowę i/lub modyfikację oraz łatwość czyszczenia.

Proces unieszkodliwiania odcieków przebiegał w kilku etapach i obejmował: wstępne podczyszczenie w celu usunięcia zawieszin i zanieczyszczeń organicznych, dwustopniowe oczyszczanie z wykorzystaniem DTRO, końcowe oczyszczanie metodą jonitową, przy użyciu kationitu pracującego w cyklu sodowym (Na⁺). W wyniku przeprowadzonych badań wykazano, że średnia skuteczność usuwania 30 zidentyfikowanych związków PFAS wyniosła 94%, a w przypadku PFBS stopień usunięcia przekroczył 99,9%. Zastosowanie procesu wymiany jonowej, jako końcowego etapu oczyszczania odcieków, nie miało praktycznego znaczenia, gdyż efektywność usuwania związków PFAS na kationicie sodowym była pomijalnie mała i nieistotna z technologicznego punktu widzenia, co potwierdza, że główny efekt oczyszczania został osiągnięty dzięki procesom membranowym. Przeprowadzone badania wykazały, że DTRO jest wysoce efektywne w eliminacji PFAS z matrycy odciekowej, szczególnie w przypadku trudnych do usunięcia w innych procesach związków o krótkim łańcuchu węglowym.

Robey i in. donoszą, że sumaryczne stężenie 92 badanych PFAS w odciekach, z trzech składowisk odpadów komunalnych w Portoryko, może dochodzić nawet do 70,3 µg/dm³ (średnio 38,0 µg/dm³), a efektywność ich usuwania przy zastosowaniu odwróconej osmozy (RO) osiąga poziom 24 % [33]. Niski stopień usunięcia PFAS naukowcy tłumaczą możliwym zużyciem membran i brakiem optymalnych parametrów ich pracy, zmiennością składu analizowanych próbek, co mogło nie odzwierciedlać pełnego cyklu pracy systemu lub być efektem przenikania PFAS przez membrany w warunkach dużego zasolenia i wysokiego stężenia związków organicznych w badanych odciekach.

Wnioski

Składowiska odpadów komunalnych stanowią istotne źródło substancji perfluoroalkilowych i polifluoroalkilowych (PFAS), które są toksycznymi związkami organicznymi, podatnymi na rozprzestrzenianie się w skali globalnej. Jako chemikalia łatwo kumulujące się w organizmach żywych stanowią poważne zagrożenie dla praktycznie wszystkich zasobów biotycznych. Zużyte produkty zawierające związki PFAS trafiają na składowi-

ska a wskutek infiltracji wody opadowej oraz zachodzących procesów biochemicznych uwalniane są do odcieków. Niestety, złożoność matrycy odciekowej sprawia, że konwencjonalne metody oczyszczania nie są skuteczne w usuwaniu PFAS, a zastosowanie dodatkowych procesów często okazuje się niewystarczające, zwłaszcza w odniesieniu do krótkołańcuchowych form tych związków. Obecnie praktycznie jedyną metodą stosowaną na skalę przemysłową, pozwalającą na usunięcie zarówno krótko-, jak i długołańcuchowych substancji PFAS, są procesy membranowe, które jednak wymagają dużych nakładów finansowych i generują problem zagospodarowania silnie zanieczyszczonego retentatu.

Z uwagi na wyjątkową trwałość, toksyczność oraz mobilność PFAS, konieczne jest monitorowanie ich występowania w odciekach składowiskowych oraz prowadzenie badań nad efektywniejszym i ekonomiczniejszym unieszkodliwieniem PFAS.

Pracę wykonano w ramach subwencji statutowej Politechniki Częstochowskiej Wydziału Infrastruktury i Środowiska

LITERATURA

- [1] Al-Amin M.M., Sobhani Z., Liu Y., Dharmaraja R., Chadalavada S., Naidu R., Chalker J.M., Fang Ch., Recent advances in the analysis of per – and polyfluoroalkyl substances (PFAS) – A review, *Environmental Technology & Innovation*, 2020, 19, 100879, ISSN 2352-1864, doi.org/10.1016/j.eti.2020.100879.
- [2] ASTM International, Standard Test Method D8421-22 for Determination of Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Aqueous Matrices by Co-solution Followed by LC/MS/MS, West Conshohocken, PA: ASTM International, 2022.
- [3] Biegel-Engler A., Frauenstein J., PFAS in soil and groundwater: Comprehensive challenges and progress in regulation and management in Germany, *International Yearbook of Soil Law and Policy* 2022, Springer, 2024, 285-304, ISBN 978-3-031-40609-6, doi.org/10.1007/978-3-031-40609-6.
- [4] Brunn H., Arnold G., Kömer W., Rippen G., Steinhäuser K.G., Valentin I., PFAS: forever chemicals-persistent, bioaccumulative and mobile. Reviewing the status and the need for their phase out and remediation of contaminated sites, *Environmental Sciences Europe*, 2023, 35, 20, doi.org/10.1186/s12302-023-00721-8.
- [5] Capozzi S.L., Leang A.L., Rodenburg L.A., Chandramouli B., Delistraty D.A., Carter C.H., PFAS in municipal landfill leachate: Occurrence, transformation, and sources, *Chemosphere*, 2023, 334, 138924, ISSN 0045-6535, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138924.
- [6] Carre-Burritt A.E., Vyas S., Life Cycle Considerations for Per – And Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) and the Evolution of Society's Perspective on Their Usage. In: Shukla M., Ferguson E., Leszczynski J. (eds), *Emerging Materials and*

- Environment. Challenges and Advances in Computational Chemistry and Physics*, vol 37, Springer, Cham 2024, doi.org/10.1007/978-3-031-39470-6_9.
- [7] Chen W., Esfahani E.B., Zeidabadi F.A., Fernandes T., Mohseni M., Per – and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in landfill leachate, condensate, and groundwater: Characterization by landfill age and evaluation of activated carbon, ion exchange, and electrochemical treatment, *Journal of Environmental Management*, 2025, 394, 127278, ISSN 0301-4797, doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127278.
 - [8] Coffin E.S., Reeves D. M., Cassidy D.P., PFAS in municipal solid waste landfills: Sources, leachate composition, chemical transformations, and future challenges, *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2023, 31, 100418, doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100418.
 - [9] EPA, Method 1633, Revision A, Analysis of Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Aqueous, Solid, Biosolids, and Tissue Samples by LC-MS/MS, 2024, www.epa.gov/system/files/documents/2024-12/method-1633a-december-5-2024-508-compliant.pdf – dostęp 2025.09.29.
 - [10] Gewurtz S.B., Auyeung A.S., Tesic S., Smyth S.A., Pharmaceuticals and personal care products in Canadian municipal wastewater and biosolids: occurrence, fate, and time trends 2010-2013 to 2022, *Environmental Science and Pollution Research*, 2025, 32, 5022-5039, doi.org/10.1007/s11356-025-36007-0.
 - [11] Gkika I.S., Kraak M.H.S., van Gestel C.A.M., ter Laak T.L., van Wezel A.P., Hardy R., Sadia M., Vonk J.A., Bioturbation Affects Bioaccumulation: PFAS Uptake from Sediments by a Rooting Macrophyte and a Benthic Invertebrate, *Environmental Science & Technology*, 2024, 58, 46, 20607-20618, doi.org/10.1021/acs.est.4c03868.
 - [12] Goukeh M.N., Ssekimpi D., Asefaw B.K., Zhang Z., Occurrence of per – and polyfluorinated substances, microplastics, pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants in landfill leachate: A review, *Total Environment Engineering*, 2025, 3, 100019, ISSN 2950-631X, doi.org/10.1016/j.teengi.2025.100019.
 - [13] Hamid H., Li L.Y., Grace J.R., Review of the fate and transformation of per – and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills, *Environmental Pollution*, 2018, 235, 74-84, ISSN 0269-7491, doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.030.
 - [14] Iannone A., Carriera F., Di Fiore C., Avino P., Poly – and Perfluoroalkyl Substance (PFAS) Analysis in Environmental Matrices: An Overview of the Extraction and Chromatographic Detection Methods, *Analytica*, 2024, 5, 2, 187-202, doi.org/10.3390/analytica5020012.
 - [15] IARC, Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS), *IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans*, 2025, 135, 1-754, ISBN: 9789283202929.
 - [16] International Organization for Standardization, ISO 21675:2019 Water quality – Determination of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in water – Method using solid phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS), Geneva, Switzerland, ISO, 2019.
 - [17] Khoury J., Seubert A., Separation of per – and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) by means of anion exchange chromatography and study of their retention behavior, *Journal of Chromatography A*, 2025, 1758, 466192, doi: 10.1016/j.chroma.2025.466192.

- [18] Lang J.R., Allred B.M., Field J.A., Levis J.W., Barlaz M.A., National estimate of per – and polyfluoroalkyl substance (PFAS) release to U.S. Municipal landfill leachate, *Environmental Science & Technology*, 2017, 51, 4, 2197-2205, doi.org/10.1021/acs.est.6b05005.
- [19] Li J., Xi B., Zhu G., Yuan Y., Liu W., Gong Y., Tan W., A critical review of the occurrence, fate and treatment of per – and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills, *Environmental Research*, 2023, 218, 114980, ISSN 0013-9351, doi.org/10.1016/j.envres.2022.114980.
- [20] Li W.-L., Kannan K., Determination of Legacy and Emerging Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Indoor and Outdoor Air, *ACS ES&T Air*, 2024, 1, 9, 1147-1155, doi.org/10.1021/acsestair.4c00095.
- [21] Liao H., He Y.J., Zhang S., Kang X., Yang X., Xu B., Magnuson J.T., Wang S., Zheng Ch., Wenhui Qiu W., Perfluorohexanesulfonic Acid (PFHxS) Induces Hepatotoxicity through the PPAR Signaling Pathway in Larval Zebrafish (*Danio rerio*), *Environmental Science & Technology*, 2024, 58, 52, 22894-22906, doi.org/10.1021/acs.est.4c07056.
- [22] Liu T., Hu L.-X., Han Y., Dong L.-L., Wang Y.-Q., Zhao J.-H., Liu Y.-S., Zhao J.-L., Ying G.-G., Non-target and target screening of per – and polyfluoroalkyl substances in landfill leachate and impact on groundwater in Guangzhou, China, *Science of The Total Environment*, 2022, 844, 157021, ISSN 0048-9697, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157021.
- [23] Malovanyy A., Hedman f., Bergh L., Liljeros E., Lund T., Suokko J., Hinrichsen H., Comparative study of per – and polyfluoroalkyl substances (PFAS) removal from landfill leachate, *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 460, 132505, ISSN 0304-3894, doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132505.
- [24] Masoner J.R., Kolpin D.W., Cozzarelli I.M., Smalling K.L., Bolyard S.C., Field J.A., Furlong E.T., Gray J.L., Lozinski D., Reinhart D., Rodowa A., Bradley P.M., Landfill leachate contributes per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) and pharmaceuticals to municipal wastewater, *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2020, 6(5), 1300-1311, doi.org/10.1039/D0EW00045K.
- [25] McCleaf P., Kjellgren Y., Ahrens L., Foam fractionation removal of multiple per – and polyfluoroalkyl substances from landfill leachate, *AWWA Water Science*, 2021, e1238, doi.org/10.1002/aww2.1238.
- [26] Nahar K., Zulkarnain N.A., Niven R.K., A Review of Analytical Methods and Technologies for Monitoring Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Water, *Water* 2023, 15, 3577, doi.org/10.3390/w15203577.
- [27] Nowak R., Włodarczyk-Makuła M., Identyfikacja farmaceutyków w odciekach składowiskowych – screening test, *Instal*, 2025, 11, 34-38.
- [28] Nowak R., Występowanie mikroplastików (MPs) w odciekach ze składowisk odpadów komunalnych, *Instal*, 2025, 10, 67-70, DOI 10.36119/15.2025.10.11.
- [29] Oh J., Shin H.-M., Kannan K., Calafat A.M., Schmidt R.J., Hertz-Picciotto I., Bennett D.H., Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Serum of 2 to 5 year-Old Children: Temporal Trends, Determinants, and Correlations with Maternal PFAS Concentrations, *Environmental Science & Technology*, 2024, 58, 7, 3151-3162, doi.org/10.1021/acs.est.3c08928.
- [30] Paige T., De Silva T., Buddhadasa S., Prasad S., Nugegoda D., Pettigrove V., Background concentrations and spatial distribution of PFAS in surface waters and sediments of the greater Melbourne area, Australia, *Chemosphere*, 2024, 349, 140791, ISSN 0045-6535, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140791.
- [31] Qin Z.H., Siddiqui M.A., Xin X., Mou J.H., Varjani S., Chen G., Lin C.S.K., Identification of microplastics in raw and treated municipal solid waste landfill leachates in Hong Kong, China, *Chemosphere*, 2024, 351, 141208, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141208.
- [32] Rashid S.S., Liu Y.-Q., Comparison of life cycle toxicity assessment methods for municipal wastewater treatment with the inclusion of direct emissions of metals, PPCPs and EDCs, *Science of The Total Environment* 2021, 756, 143849, ISSN 0048-9697, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143849.
- [33] Robey N.M., Liu Y., Crespo-Medina M., Bowden J.A., Solo-Gabriele H.M., Townsend T.G., Tolaymat T.M., Characterization of per – and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and other constituents in MSW landfill leachate from Puerto Rico, *Chemosphere*, 2024, 358, 142141, ISSN 0045-6535, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142141.
- [34] Sabba F., Kassar Ch., Zeng T., Mallick S.P., Downing L., McNamara P., PFAS in landfill leachate: Practical considerations for treatment and characterization, *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 481, 136685, ISSN 0304-3894, doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136685.
- [35] Scheitlin Ch.G., Dasu K., Rosansky S., Dejarme L.E., Siriwardena D., Thorn J., Mullins L., Haggerty I., Shqau K., Stowe J., Application of Supercritical Water Oxidation to Effectively Destroy Per – and Polyfluoroalkyl Substances in Aqueous Matrices, *ACS EST Water* 2023, 3, 8, 2053-2062, doi.org/10.1021/acsestwater.2c00548.
- [36] Singh R.K., Brown E., Thagard S.M., Holsen T.M., Treatment of PFAS-containing landfill leachate using an enhanced contact plasma reactor, *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 408, 124452, ISSN 0304-3894, doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124452.
- [37] Smith S.J., Wiberg K., McCleaf P., Ahrens L., Pilot-Scale Continuous Foam Fractionation for the Removal of Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Landfill Leachate, *ACS EST Water* 2022, 2, 5, 841-851, doi.org/10.1021/acsestwater.2c00032.
- [38] Smith S.J., Lauria M., Ahrens L., McCleaf P., Hollman P., Bjälkefur Seroka S., Hamers T., Arp H.P.H., Wiberg K., Electrochemical Oxidation for Treatment of PFAS in Contaminated Water and Fractionated Foam A Pilot-Scale Study, *ACS EST Water* 2023, 3, 4, 1201-1211, doi.org/10.1021/acsestwater.2c00660.
- [39] Tang C., Liang Y., Wang K., Liao J., Zeng Y., Luo X., Peng X., Mai B., Huang Q., Lin H., Comprehensive characterization of per – and polyfluoroalkyl substances in wastewater by liquid chromatography-mass spectrometry and screening algorithms, *npj Clean Water* 2023, 6, 6, doi.org/10.1038/s41545-023-00220-6.
- [40] Tokranov A.K., Ransom K.M., Bexfield L.M., Lindsey B.D., Watson E., Dupuy D.I., Stackelberg P.E., Fram M.S., Voss S.A., Kingsbury J.A., Jurgens B.C., Smalling K.L., Bradley P.M., Predictions of groundwater PFAS occurrence at drinking water supply depths in the United States, *Science*, 2024, 386, 748-755, doi:10.1126/science.ado6638
- [41] Tolaymat T., Robey N., Krause M., Larson J., Weitz K., Parvathikar S., Phelps L., Linak W., Burden S., Speth T., Krug J., A critical review of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) landfill disposal in the United States, *Science of The Total Environment*, 2023, 905, 167185, ISSN 0048-9697, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167185.
- [42] U.S. Environmental Protection Agency, SW-846 Test Method 8327: Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) by Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry (LC/MS/MS), Washington, DC: EPA; 2021 (Update VII), www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/8327.pdf – dostęp 2025.09.29.
- [43] Vo P.H.N., Nguyen T.T.P., Nguyen H.T.M., Baulch J., Dong S., Nguyen C.V., Thai P.K., Nguyen A.V., PFAS removal from landfill leachate by ozone foam fractionation: System optimization and adsorption quantification, *Water Research*, 2024, 253, 121300, ISSN 0043-1354, doi.org/10.1016/j.watres.2024.121300.
- [44] Wang R., Lin Y., Luo N., Zhang T., Lamparter W., Yan B., Dong Z., Occurrence and efficient removal of PFAS from landfill leachates using on-site DTRO systems: A comprehensive analysis across 11 Chinese cities, *Waste Management*, 2024, 190, 511-519, ISSN 0956-053X, doi.org/10.1016/j.wasman.2024.10.017.
- [45] Wang Z., DeWitt J.C., Higgins Ch.P., Cousins I.T., A Never-Ending Story of Per – and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)?, *Environ. Sci. Technol.*, 2017, 51, 2508-2518, DOI: 10.1021/acs.est.6b04806.
- [46] Włodarczyk-Makuła M., PFAS – Perfluorinated Organic Compounds in View of the New Water Directive, *Civil and Environmental Engineering Reports*, 2022, 32, 1, 191-200, DOI: 10.2478/ceer-2022-0011.
- [47] Włodarczyk-Makuła M., Zimoch I., Natonek J., Kręciwost S., PFAS per – and polyfluoroalkyl new compounds in the Drinking Water Directive – screening studies of surface and underground water resources, *Desalination and Water Treatment*, 2023, 301, 14-22, ISSN 1944-3986, doi.org/10.5004/dwt.2023.29466.
- [48] Włodarczyk-Makuła M., Zimoch I., Perfluorowane związki organiczne PFAS – nowe wyzwanie w przygotowaniu wody do spożycia, *Instal*, 2024, 11, 44-47, DOI: 10.36119/15.2024.1.6.
- [49] Yan H., Cousins I.T., Zhang C., Zhou Q., Perfluoroalkyl acids in municipal landfill leachates from China: Occurrence, fate during leachate treatment and potential impact on groundwater, *Science of The Total Environment*, 2015, 524-525, 23-31, ISSN 0048-9697, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.111.
- [50] Zemba S., Zeng L., Badireddy A.R., De la Cruz F., Fritz W., PFAS Emissions From Landfill Sources, Sanborn, Head & Associates 2025, https://nyfederation.org/wp-content/uploads/2025/pdf2025/58%20Steve%20Zemba%20PFAS%20Emissions%20.pdf – dostęp 2025.09.29.
- [51] Zhang H., Chen Y., Liu Y., Bowden J.A., Townsend T.G., Solo-Gabriele H.M., Do PFAS changes in landfill leachate treatment systems correlate with changes in physical chemical parameters?, *Waste Management*, 2022, 151, 49-59, ISSN 0956-053X, doi.org/10.1016/j.wasman.2022.07.030.



Zapraszamy na naszą stronę www.informacjainstal.com.pl