

Grzegorz Malina, Izabela Bujak

Ocena możliwości skojarzenia magazynowania energii cieplnej w warstwie wodonośnej z remediacją wód podziemnych

Wody podziemne stanowią źródło wody przeznaczonej do spożycia dla ponad 50% ludzi na świecie, przy czym w krajach Unii Europejskiej z warstw wodonośnych pochodzi 60% wody ujmowanej przez zakłady wodociągowe [1]. Światowe zasoby wód podziemnych stale maleją, a 20% z nich podlega nadmiernej eksploatacji [2]. Rozwój cywilizacyjny prowadzi ponadto do stałego wzrostu zanieczyszczenia zasobów wodnych (w tym wód podziemnych) i nawet kraje wysoko rozwinięte zmagają się z problemem niedoboru wody o odpowiedniej jakości [3]. Dlatego w ostatnich dekadach dużo uwagi poświęca się ochronie zasobów wodnych oraz remediacji zanieczyszczonych wód podziemnych [4]. Do najczęściej stosowanych obecnie metod zrównoważonej remediacji można zaliczyć takie techniki, jak „pompuj i oczyszczaj” (pump and treat), przepuszczalne bariery aktywne (PRB – permeable reactive barriers), chemiczne utlenianie *in situ* (ISCO – in situ chemical oxidation), bioremediację oraz metody oparte na kontrolowanym i/lub wspomagającym samooczyszczaniu (M/ENA – monitored/enhanced natural attenuation) [5].

Wzrost demograficzny i rozwój cywilizacyjny pociągają za sobą zwiększenie globalnego zapotrzebowania na energię, które według scenariusza opracowanego w 2014 r. wzrośnie do 2040 r. o 37% [6]. W 2013 r. ponad 80% światowego zapotrzebowania na energię pokrywane było przez paliwa kopalne – węgiel kamienny, ropę naftową i gaz ziemny [7]. W efekcie w ciągu 10 lat (od 2002 r.) ilość wyemitowanego przez sektor energetyczny CO₂ wzrosła o prawie 25%. W związku ze znaczną emisją CO₂ i ograniczonymi zasobami surowców naturalnych wzrasta świadomość konieczności poszukiwania nowych źródeł energii, poprawy efektywności jej produkcji i dystrybucji oraz racjonalizacji zużycia, a równocześnie przemyślane gospodarowanie energią i jej magazynowanie stały się podstawowymi problemami współczesnego świata. Jednym ze sposobów magazynowania energii cieplnej jest jej gromadzenie pod powierzchnią terenu. Na niewielkich głębokościach do tego celu wykorzystuje się poziome gruntowe wymienniki ciepła [8], natomiast magazynowanie energii cieplnej w większych głębokościach (UTES – underground thermal energy storage) jest najczęściej realizowane jako magazynowanie energii w górotworze za pomocą otworowych wymienników ciepła (BTES – borehole thermal

energy storage) oraz – będące tematem niniejszej pracy – magazynowanie energii cieplnej w warstwie wodonośnej (ATES – aquifer thermal energy storage) [9, 10].

W latach 60. XX wieku Chiny były pionierem w wykorzystywaniu metody ATES do magazynowania chłodu [11], natomiast wraz z biegiem lat wzrosła jej rola w sezonowym ogrzewaniu budynków i budownictwie energooszczędnym. Obecnie liczba funkcjonujących systemów ATES w Europie wzrasta w szybkim tempie – w ciągu poprzedniej dekady ich liczba w Holandii wzrosła gwałtownie z około 100 w 2000 r. do ponad 1000 w 2010 r. [12, 13] i obecnie przoduje ona na świecie zarówno pod względem liczby, jak i mocy działających systemów ATES [14]. W Szwecji działa obecnie około 100 takich systemów [15], funkcjonują one również w Danii [10, 14], Belgii [16], Niemczech i Wielkiej Brytanii [9, 14, 17]. W ostatnich latach czynione są próby skojarzenia metody ATES z remediacją wód podziemnych [18–24], zaś analiza obecnego stanu wiedzy na ten temat jest celem niniejszej pracy.

Magazynowanie energii cieplnej w warstwie wodonośnej (ATES)

Istotnym problemem w dostarczaniu energii cieplnej jest ciągle zapotrzebowanie na nią, podczas gdy jej część może być czerpana sezonowo. Taką cechą wykazuje między innymi energia solarna. Podczas procesów technologicznych i przesyłania część energii cieplnej jest oddawana do otoczenia, co powoduje straty. Dodatkowym zagadnieniem w dostarczaniu energii jest potrzeba jej konwersji.

Magazynowanie energii obejmuje jej gromadzenie, przechowywanie i użytkowanie [25]. Dotychczas najlepiej rozwija się wykorzystywanie do tych celów warstwy podziemnej gruntu, zaś atutem magazynowania energii cieplnej w warstwie wodonośnej jest możliwość jej wykorzystania do ogrzewania i chłodzenia budynków bezpośrednio w obrębie funkcjonowania instalacji, bez konieczności jej transportu na większą odległość.

Warstwę wodonośną stanowi zbiornik wód podziemnych (poziom wodonośny) związane z utworami skalnymi o znacznym rozprzestrzenieniu i określonej miąższości, ograniczone od góry nieprzepuszczalnym stropem (wody naporowe) lub zwierciadłem wód podziemnych (wody swobodne), a od dołu nieprzepuszczalną podstawą (spąg) [26]. Ilość energii, którą można zmagazynować w warstwie wodonośnej jest zależna od warunków lokalnych, takich jak możliwy zakres zmian temperatury, przewodności cieplnej oraz naturalnego przepływu – warunków krążenia – wód podziemnych.

Prof. dr hab. inż. G. Malina, mgr inż. I. Bujak: AGH Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Katedra Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej, al. Adama Mickiewicza 30, 30-059 Kraków, gmalina@agh.edu.pl

Mgr inż. I. Bujak: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle (Saale), Germany izabela.bujak@ufz.de

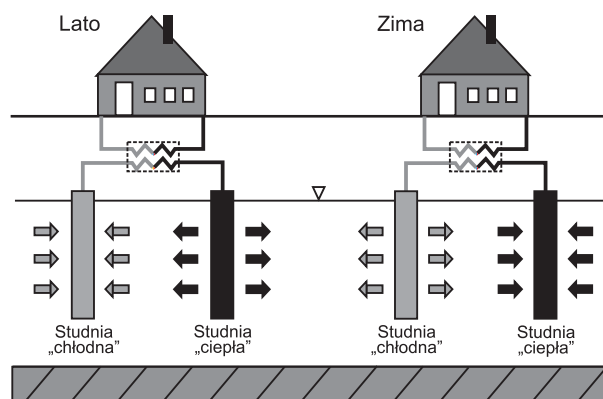
Stosuje się dwa podstawowe systemy akumulacji energii – jawny, w którym zmienia się temperaturę czynnika składającego ciepło oraz ukryty, w przypadku którego następuje zmiana fazy czynnika. Niniejsza praca dotyczy systemu jawnego, w którym zmiany temperatury występują zarówno w skale, jak i w wodzie. Magazynowanie energii cieplnej może być długo- i krótkoterminowe. Krótkoterminowe przechowywanie energii (od jednej do kilku dób) jest wykorzystywane do podgrzewania wody użytkowej i pomieszczeń, klimatyzacji oraz suszarnictwa, natomiast magazynowanie długoterminowe stosuje się głównie na potrzeby ogrzewnictwa. Najkorzystniejsza gospodarczo jest akumulacja w większej skali oraz zbiorniki o dużej kubaturze i pojemności cieplnej. Najczęściej rezerwuary energii umieszczone są na powierzchni gruntu i pod nim. Medium magazynującym może być woda w zbiorniku, w warstwie wodonośnej lub solanka w stawach ciepłych [27].

Wyróżnia się dwa etapy pracy akumulatora ciepła – wtłaczanie (magazynowanie) oraz czerpanie (odzyskiwanie) ciepłej wody. Pierwszy etap polega na przenikaniu ciepłej wody do warstwy wodonośnej wokół studni wraz z jednoczesnym wypychaniem zimnej wody, przy czym ciepła woda jest magazynowana pozostając w spoczynku. Druga faza, czyli czerpanie ciepłej wody, polega na jej pompowaniu z warstwy wodonośnej. W trakcie całego cyklu następuje ucieczka (strata) ciepła do otoczenia, dlatego w celu maksymalnego ograniczenia strat cieplnych temperatura wody nie powinna przekraczać $40\div 45^{\circ}\text{C}$ [27].

Energia cieplna dostępna na powierzchni jest sezonowo magazynowana w warstwie wodonośnej. W ciągu lata zimna woda podziemna jest czerpana z otworów do celów chłodniczych. Wykorzystywana woda ulega podgrzaniu i jest wtłaczana ponownie otworami do warstwy wodonośnej. Zimą cykl zostaje odwrócony i ciepła woda zmagazynowana w warstwie wodonośnej jest czerpana do ogrzewania, po czym wtłaczana otworami z powrotem do warstwy wodonośnej. W efekcie wokół otworów w warstwie podpowierzchniowej tworzą się strefy ciepłe i chłodne, stanowiąc sezonowy magazyn energii cieplnej. Warstwa wodonośna magazynująca energię cieplną powinna być oddzielona od powierzchni terenu warstwą nieprzepuszczalną, na przykład złożoną z glin, w celu ochrony przed mieszaniem się wód podgrzanych z chłodniejszymi wodami opadowymi. Poniżej głębokości okresowego wnikania energii cieplnej otwory skalne – oraz zawarta w nich woda – mają stałą temperaturę zbliżoną do średniorocznej temperatury powietrza atmosferycznego na danym terenie [8, 28]. Poniżej tej strefy temperatura wzrasta wraz z głębokością zgodnie z gradientem termicznym.

Rodzaje i zasady działania systemów ATES

W podstawowej formie system ATES, zilustrowany schematycznie na rysunku 1, składa się z dwóch studni (tzw. dublet) – jednej używanej do magazynowania ciepła (studnia „ciepła”) i drugiej do magazynowania chłodu (studnia „chłodna”). Zimą ciepła woda podziemna jest pompowana ze studni „cieplej” i wtłaczana do studni „chłodnej”. Latem kierunek przepływu jest odwrotny – zimna woda podziemna jest pompowana ze studni „chłodnej” i wtłaczana do studni „cieplej”. Każda ze studni służy zarówno jako ekstrakcyjna, jak i wtłaczająca wodę, dlatego takie systemy są nazywane dwukierunkowymi [29]. Zadaniem pomp ciepła jest przenoszenie ciepła z dolnego niskotemperaturowego źródła ciepła do górnego źródła o temperaturze wyższej,



Rys. 1. Schemat działania systemu magazynowania energii cieplnej w warstwie wodonośnej (ATES) [10, 31]

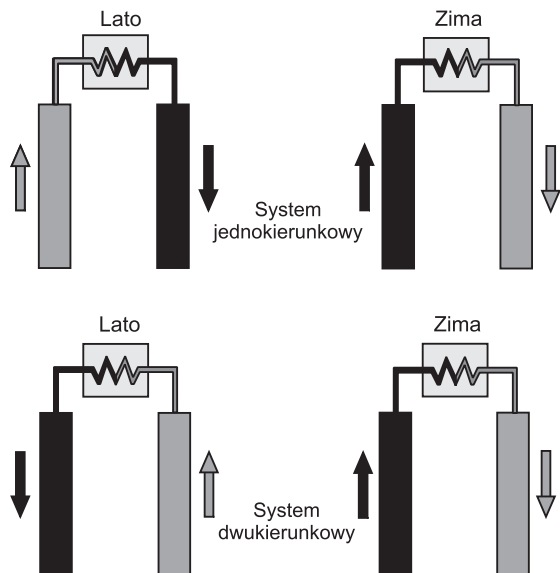
Fig. 1. Operating diagram of an aquifer thermal energy storage (ATES) system [10, 31]

poprzez wymuszenie obiegu termodynamicznego przez dostarczenie pracy do napędu sprężarki (pompa sprężarkowa) lub strumienia ciepła (pompa absorpcyjna, transformator ciepła) [30]. Woda pobierana ze studni czerpalnej ma stałą temperaturę, która jest utrzymywana dzięki magazynującym właściwościom ośrodka (woda). Pierwszym wymiennikiem jest zazwyczaj parownik, który zmienia stan skupienia wody. W przypadku systemu ATES z użyciem pompy ciepła, kolejnym procesem jest podniesienie temperatury dzięki sprężarce z wykorzystaniem energii elektrycznej. Drugim wymiennikiem ciepła jest skraplacz, w którym w trakcie kondensacji wydziela się energia wysokotemperaturowa. Następnie schłodzona w obiegu woda wprowadzana jest do studni chłonnej. Instalacja grzewcza budynku pełni rolę górnego źródła ciepła. Instalacje funkcjonują w większości przypadków w małym przedziale temperatur ($\Delta t < 15^{\circ}\text{C}$), używając studni „ciepłych” ($\sim 20^{\circ}\text{C}$) i „chłodnych” ($\sim 5^{\circ}\text{C}$). Otaczająca woda podziemna w płytszej warstwie wodonośnej ma zwykle temperaturę w zakresie $10\div 12^{\circ}\text{C}$.

Można wyróżnić dwa podstawowe systemy ATES – otwarty oraz zamknięty [32]. System otwarty pompuje wodę z warstwy wodonośnej i wymienia ciepło za pomocą wymiennika ciepła przed wtłoczeniem wody z powrotem do warstwy wodonośnej. Latem zimna woda ($\sim 7^{\circ}\text{C}$) jest pompowana i wykorzystywana do chłodzenia budynków. Podgrzana woda ($\sim 20^{\circ}\text{C}$) jest wtłaczana do warstwy wodonośnej i powtórnie pompowana zimą do celów grzewczych. Może być to realizowane za pomocą dwóch studni – „chłodnej” i „cieplej”, albo też jednej studni z filtrami rozmieszczonymi na różnych głębokościach [33]. System otwarty może być wykorzystywany tylko do chłodzenia – w takim przypadku studnia pełni swoje funkcje – ekstrakcji i iniekcji wody – przez cały rok.

Magazynowanie energii cieplnej można również uzyskać dzięki cyrkulacji płynu przez wymiennik ciepła, zwykle w postaci pionowego lub poziomego orurowania umieszczonego w gruncie. Ponieważ systemy te nie pompują/wtłaczają wody podziemnej, są nazywane zamkniętymi i znane jako otworowe magazyny energii cieplnej lub geotermalne pompy ciepła (GSHP – ground source heat pumps) wymieniające ciepło z gruntem. System zamknięty uzyskuje energię bezpośrednio ze strefy podpowierzchniowej poprzez podpowierzchniowe wymienniki ciepła, bez cyrkulacji wody podziemnej [29]. Innym rozwiązaniem, wykorzystującym głębokie strefy podpowierzchniowe o znacznie wyższej temperaturze do dostarczania energii cieplnej, jest geotermia.

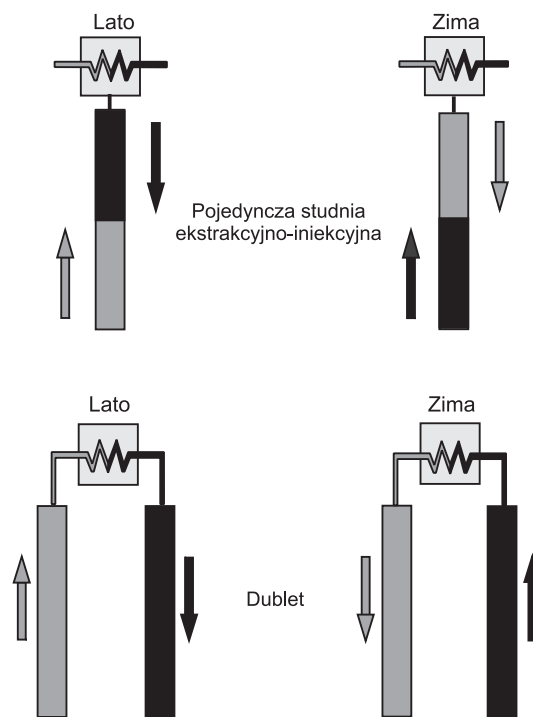
Systemy ATES można również klasyfikować ze względu na sposób pracy i konfigurację studni, co schematycznie obrazują rysunki 2 i 3, a także z uwagi na odbiorcę [18, 34]. Klasyfikacja ze względu na sposób pracy studni dotyczy układów, które opierają się na pracy przynajmniej jednej studni ekstrakcyjnej i jednej studni chłonnej, przy czym mogą być one realizowane w systemie jednokierunkowym oraz dwukierunkowym (rys. 2).



Rys. 2. Klasyfikacja systemów ATES na jedno- i dwukierunkowe [18]
Fig. 2. ATES classification into uni- and bi-directional systems [18]

W przypadku systemu jednokierunkowego nie następuje odwrócenie kierunku przepływu wody, czyli woda podziemna jest zawsze wypompowywana ze studni ekstrakcyjnej i włączana do studni chłonnej. Przeznaczenie studni nie ulega zmianie, zatem zawsze pobierana jest woda o naturalnej temperaturze. Oznacza to, że studnia chłonna w ciągu lata włącza do warstwy wodonośnej wodę podgrzaną (o wyższej temperaturze), natomiast w ciągu zimy wodę schłodzoną (o niższej temperaturze) w wymienniku ciepła. W systemie dwukierunkowym następuje natomiast odwrócenie kierunku przepływu wody, a przeznaczenie studni zmienia się sezonowo. W ciągu zimy studnia ekstrakcyjna pobiera cieplejszą wodę, która po oddaniu ciepła wraca do warstwy wodonośnej przez studnię chłonną. Następnie obieg zostaje odwrócony i studnia ekstrakcyjna staje się studnią chłonną. W tym przypadku można gromadzić zarówno ciepło, jak i chłód [8, 10, 35].

Klasyfikacja systemów ATES ze względu na konfigurację studni obejmuje układy, które opierają się na wykorzystaniu tzw. dubletu składającego się z co najmniej jednej pary oddalonych od siebie studni chłonnej i eksploatacyjnej (rys. 3). Istnieją także systemy, których działanie opiera się wyłącznie na pojedynczej studni służącej zarówno do magazynowania ciepła, jak i chłodu. W tym przypadku strefy, w których magazynuje się ciepło i chłód położone są względem siebie nie poziomo (jak w przypadku dubletu), lecz pionowo [36]. W takim rozwiązaniu jest istotne, aby nie dopuścić do mieszania się ciepłej i zimnej wody, co ograniczałoby wydajność systemu. Takie układy stosuje się zwykle w przypadku bardzo małych instalacji (do 10 m³/h) [18] i warstwy wodonośnej o odpowiednio dużej miąższości [36].



Rys. 3. Klasyfikacja systemów ATES w zależności od konfiguracji studni [18]
Fig. 3. ATES classification according to a well configuration [18]

Klasyfikacja systemów ATES ze względu na odbiorcę obejmuje natomiast układy, które mogą być wykorzystywane zarówno na małą skalę przez odbiorców indywidualnych, jak i na szerszą przez odbiorców zbiorowych. Instalacja takich systemów w domach jednorodzinnych jest możliwa, jednak zwykle mało opłacalna. Dużo częściej jest ich zastosowanie w przemyśle, rolnictwie lub sektorze usług [18].

Systemy ATES mogą być wykorzystywane do ogrzewania/chłodzenia powierzchni mieszkalnej lub dużych obiektów użyteczności publicznej, takich jak szpitale, hotele i lotniska [37]. Zgromadzone ciepło może być również wykorzystywane w przemyśle i rolnictwie, na przykład do suszenia żywności, ogrzewania szklarni oraz na potrzeby akwakultury [10]. Jednym z ciekawych rozwiązań jest magazynowanie energii słonecznej padającej na takie powierzchnie jak lotniska, drogi i mosty w ciągu lata i następnie wykorzystanie jej zimą do usuwania zalegającego śniegu i lodu [38].

Ze względu na sposób wykonania systemy ATES mogą być podstawowe (wykonane głównie z PVC i mające jedynie najprostsze udogodnienia dotyczące kontroli ciśnienia czy konserwacji), standardowe oraz zaawansowane (zaprojektowane z najlepszych materiałów, wyposażone w rozbudowaną aparaturę monitorującą wszystkie parametry instalacji, zapewniające bezpieczeństwo pracy i wczesne ostrzeżenie w przypadku awarii) [18].

Można również wyodrębnić systemy magazynujące energię w obrębie jednej lub kilku warstw wodonośnych. Przykładem rozwiązania systemu ATES wykorzystującego dwie warstwy wodonośne jest instalacja funkcjonująca w siedzibie Bundestagu w Berlinie [17, 39].

Systemy ATES można także podzielić ze względu na zakres wykorzystywanych temperatur, stosowane wartości przepływu i mocy, charakter zwierciadła wód podziemnych oraz sposób ich wykorzystania.

Warunki techniczne i status prawny systemów ATES

Oszczędności energii możliwe do uzyskania w przypadku zastosowania systemów ATES zależą od warunków hydrogeologicznych i budowy geologicznej danego terenu. Ogólnie systemy tego typu wymagają obecności odpowiedniej warstwy wodonośnej o wysokim współczynniku filtracji ($k > 10^{-5}$ m/s), zdolnej do gromadzenia i oddawania wody (piaski wodonośne o miąższości > 10 m, zwykle $20 \div 50$ m) [9]. Kolejnymi wymogami są niewielki przepływ wód podziemnych oraz obecność warstw nieprzepuszczalnych chroniących warstwę wodonośną od góry i od spodu. Warstwa wodonośna magazynująca energię ciepłą powinna być oddzielona od powierzchni terenu warstwą nieprzepuszczalną (na przykład złożoną z glin) w celu ochrony przed mieszaniem się wód podgrzanych z chłodniejszymi wodami opadowymi. Naturalny przepływ wody podziemnej może transportować część energii poza strefę spływu wody do studni podczas fazy magazynowania [40]. W warstwach wodonośnych o niewielkich gradientach hydraulicznych adwekcyjne straty ciepła są mniejsze. Ponadto należy unikać gradientów geochemicznych, ponieważ mieszanie się wód o różnym składzie chemicznym może spowodować zatykanie filtrów studziennych i zmniejszenie wydajności studni, a w konsekwencji zwiększenie kosztów eksploatacji systemu.

Typowa wartość strumienia objętości wody w systemach ATES w sektorze użyteczności publicznej wynosi $20 \div 150$ m³/h (każda studnia), a całkowita objętość wody podziemnej magazynowanej i odzyskiwanej w roku zwykle waha się w granicach $10 \div 150$ tys. m³ (każda studnia) [41]. Systemy ATES stosuje się na ogół na głębokościach $20 \div 200$ m p.p.t., na których wartość temperatury jest zwykle zbliżona do średniej rocznej temperatury powietrza atmosferycznego na danym terenie ($8 \div 10$ °C w klimacie umiarkowanym). W tych rejonach temperatura zimnych studni waha się zwykle w granicach $5 \div 10$ °C, a studni ciepłych $10 \div 20$ °C. Doniesienia literaturowe wskazują, że w przypadku niektórych instalacji magazynowano ciepło o temperaturze powyżej 80 °C [39, 42].

Status prawny instalacji płytkiej geotermii (< 400 m) jest odmienny w różnych krajach – poszczególne regulacje dotyczą stosowania materiałów niebezpiecznych oraz prawidłowej likwidacji (zasypywania) otworów wiertniczych w celu uniknięcia przepływu wody pomiędzy warstwami wodonośnymi. Inne kwestie prawne dotyczą ograniczeń lokalizacji systemów ATES w strefach ochronnych komunalnych ujęć wód podziemnych [13]. Niektóre kraje wprowadzają ograniczenia minimalnych i maksymalnych temperatur magazynowania energii, np. Austria ($5 \div 20$ °C), Dania ($2 \div 25$ °C) i Holandia ($5 \div 25$ °C). Inne kraje stosują ograniczenia dotyczące maksymalnych zmian temperatury wód podziemnych – Szwajcaria (3 °C) i Francja (11 °C) [43].

Wpływ systemów ATES na stan chemiczny wód podziemnych

Stan chemiczny wód podziemnych jest kształtowany przez ich obieg w przyrodzie, przy czym każda forma antropopresji może zachwiać pierwotną równowagą i pogorszyć ich stan chemiczny. W krajach Unii Europejskiej zakres działań w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu określa dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady [44].

Kraje członkowskie mogą udzielać zezwolenia na wtłaczanie wody do warstwy wodonośnej w celach geotermalnych oraz innych pod określonymi warunkami.

Wykorzystanie warstwy wodonośnej jako rezerwuaru energii niesie za sobą zagrożenie pogorszenia jakości wody podziemnej. Każda ingerencja w środowisku gruntowo-wodnym (w tym zmiany temperatury) może zmienić jego charakterystykę, co jest uwarunkowane zmianami właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych, utlenianiem związków organicznych, procesami utleniająco-redukcyjnymi, adsorpcją i desorpcją kationów i anionów, a także rozpuszczalnością minerałów oraz ich wytrącaniem [45]. Materiał warstwy wodonośnej (skała) reaguje z wodą, która zawiera wiele rozpuszczonych składników chemicznych w różnych ilościach. Temperatura wody ma wpływ na współistnienie organizmów wodnych oraz przebieg procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w wodach podziemnych. Wzrost temperatury powoduje spadek gęstości i lepkości wody, co wpływa na rozwój organizmów planktonowych, a także zwiększa zużycie tlenu, przy czym gwałtowna zmiana temperatury o kilkanaście stopni może spowodować szok termiczny i istotnie wpływać na kinetykę procesów biogeochemicznych w warstwie wodonośnej.

W działaniu systemów ATES istotne jest zwłaszcza zminimalizowanie kolmatacji filtrów studziennych spowodowanej przez zmiany temperatury naruszające równowagę chemiczną i zmieniające rozpuszczalność substancji. W zbilansowanych systemach frakcje nierozpuszczone są transportowane między studniami. Dany minerał może ulec rozpuszczeniu w wodzie jednej studni, a wytrąceniu w drugiej. W wyższej temperaturze krzemiany ulegają rozpuszczeniu, pozostawiając znaczną ilość krzemu w wodzie cieplej studni, a talku i kwarcu w wodzie studni zimnej. W przypadku węglanów osady pojawiają się w studni o wyższej temperaturze, a ich rozpuszczanie następuje w studni chłodniejszej, przy czym wpływ na równowagę mineralną w wodzie jest mniejszy w niższym zakresie zmian temperatury. Zmiany te mogą także znacznie zmniejszać porowatość aktywną i przepuszczalność warstwy wodonośnej ze względu na wytrącanie związków wapnia. Jeśli jednak wzrost temperatury jest ograniczony, wówczas w praktyce taki proces nie występuje. Typowe wartości temperatury powodujące zachwianie równowagi są znacznie wyższe niż stosowane obecnie w większości systemów ATES ($5 \div 20$ °C). W przypadku chłodzenia różnice temperatur ($8 \div 17$ °C) nie powodują istotnych zmian stanu chemicznego płytkich wód podziemnych. Nie odnotowano także drastycznego ich wpływu na wartość pH oraz zawartość anionów i kationów w wodzie podziemnej [46]. Zmiany temperatury mają wpływ między innymi na procesy utleniająco-redukcyjne i wietrzenie krzemianów. Testy systemów ATES pracujących w wysokich temperaturach (do 100 °C) wykazały, że wietrzenie skaleni potasowych zachodzi szybciej wokół studni cieplej niż zimnej, natomiast niewielkie różnice temperatur mogą wpływać na przebieg reakcji utleniania i redukcji [47]. Wyniki monitoringu prowadzonego w którymś do warstwy wodonośnej wprowadzono wodę o zmiennej temperaturze w ciągu dwóch lat pokazały, że proces utleniania pirytu i związków organicznych zachodził szybciej przy wyższych wartościach temperatury [48]. Zmiany temperatury powyżej 45 °C wpływają na wzrost zużycia węgla organicznego [49]. W wyższych temperaturach (~ 70 °C) różnice w adsorpcji kationów i kwasów organicznych są skutkiem zmian pH oraz zawartości

jonów magnezu i potasu, natomiast w zakresie temperatury 10÷40°C nie stwierdzono zmian kwasowości i zasadowości roztworów wodnych związków chemicznych, ilości ogólnego węgla nieorganicznego oraz głównych kationów [50]. Temperatura powyżej 25°C powoduje zwiększoną dostępność węgla organicznego i wzrost aktywności mikroorganizmów. Połączenie tych dwóch zjawisk powoduje przesuwanie się reakcji utleniająco-redukcyjnych w stronę redukcji, w związku z czym jakość wody może być uzależniona od redukcji tlenków metali i możliwości uwalniania metali śladowych. Badania wykazują, że w tym aspekcie bezpieczniejsze są mniejsze wartości temperatury. Obecnie zakłada się jednak, że w przypadku nowoczesnych systemów ATES (zakres pracy między 8°C i 20°C) wahania temperatury nie będą miały istotnego wpływu na właściwości chemiczne wód podziemnych [12, 18, 47, 50, 51].

Kolejnym problemem związanym z zastosowaniem systemów ATES może być mieszanie się wód podziemnych o różnej twardości, co przyspiesza rozpuszczanie kalcytu. Ciśnienie cząstkowe CO₂ ma wpływ na zmiany pH i twardości wody w przypadku obecności kalcytu w materiale warstwy wodonośnej. Mieszanie się wód o różnym ciśnieniu cząstkowym CO₂ i zbliżonych temperaturach może prowadzić do niedosycenia wody kalcytem. Skutki mieszania się wód w studniach ekstrakcyjnych są podobne do obserwowanych w studniach ujęć wód podziemnych – jednym z nich jest kolmatacja filtrów studziennych [46]. Kontrolowanie wartości temperatury oraz zjawiska mieszania się wód podziemnych jest zatem nieodzownym elementem ochrony środowiska gruntowo-wodnego oraz warunków eksploatacji systemów ATES. W Belgii porównano wartości wskaźników fizyczno-chemicznych wód z siedmiu instalacji ATES pod względem przydatności wody do spożycia [48], przy czym w sześciu systemach stwierdzono zwiększoną zawartość związków żelaza w wodzie. Większe od dopuszczalnych ilości związków żelaza i manganu, mogące powodować powstawanie osadów w studniach i orurowaniu oraz rozwój mikroorganizmów, stwierdzono w jednym z systemów wraz z przekroczeniem wartości dopuszczalnej pH. Równocześnie w jednym przypadku zaobserwowano wyraźną tendencję rosnącą wartości kilku badanych wskaźników fizyczno-chemicznych. Możliwe zagrożenia stanu chemicznego wód podziemnych są zależne od rodzaju systemu ATES i warunków jego eksploatacji, jednak przy prawidłowym monitoringu instalacje tego typu powinny spełniać kryteria bezpieczeństwa środowiskowego.

Skojarzenie systemów ATES z remediacją wód podziemnych

Nie wszystkie z opisanych systemów ATES mogą być skutecznie wykorzystane w kombinacji z remediacją zanieczyszczonych wód podziemnych. Autorzy pracy [18] wymieniają trzy typy tych systemów, które mogą być w ten sposób skojarzone – jednokierunkowy składający się z dubletu(ów) lub dwukierunkowy składający się z dubletu(ów) oraz pojedyncza studnia. Z kolei jako metody remediacji, potencjalnie możliwe do skojarzenia z systemami ATES, uznaje się obecnie [18, 24, 40]:

- ♦ oczyszczanie części przepompowanej wody na powierzchni („pompuj i oczyszczaj”),
- ♦ samooczyszczanie warstwy wodonośnej (NA/MNA),
- ♦ wspomagane samooczyszczanie warstwy wodonośnej (ENA):

- stymulacja samoistnej biodegradacji zanieczyszczeń przez efekt temperaturowy wywołany funkcjonowaniem systemu oraz dodatek substancji biogennych,
- wykorzystanie substancji reaktywnych (utleniających (ISCO), redukujących, adsorbujących zanieczyszczenia),
- napowietrzanie warstwy wodonośnej (również przez wprowadzenie substancji uwalniających tlen cząsteczkowy),
- bioaugmentacja,

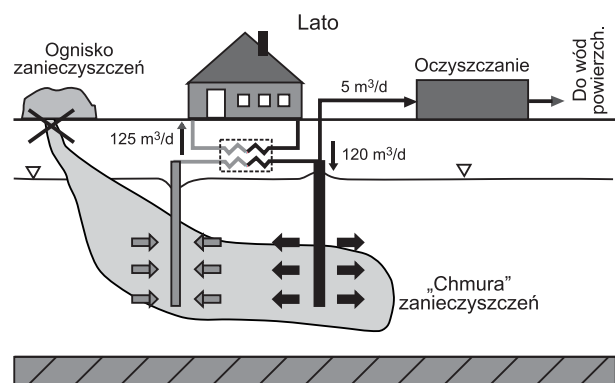
♦ wspomaganą redukcyjną dechlorozacją w warunkach anaerobowych (ERD – enhanced reductive dechlorination).

Dodatkowo, dzięki funkcjonowaniu systemu ATES, możliwa jest kontrola hydrauliczna całej chmury zanieczyszczeń, co może dodatkowo wspierać proces remediacji. Stosowanie systemów ATES w miejscach występowania zanieczyszczeń wód podziemnych jest utrudnione ze względu na potencjalne zagrożenie środowiska, związane z możliwością ich rozprzestrzeniania. Jednak oprócz niepożądanych skutków mogą wystąpić również pozytywne, takie jak wspomaganie biodegradacji zanieczyszczeń [52].

Metoda „pompuj i oczyszczaj” jest jedną z najbardziej obiecujących w zakresie możliwości jej skojarzenia z systemem ATES [18, 24, 36, 40, 53]. Remediacja w tej kombinacji jest możliwa dzięki oczyszczaniu na powierzchni wypompowanej na potrzeby instalacji ATES zanieczyszczonej wody podziemnej, a następnie ponownym jej wtłoczeniu do warstwy wodonośnej, bądź zagospodarowaniu w inny sposób [5, 18]. Schemat remediacji metodą „pompuj i oczyszczaj” skojarzonej z systemem ATES przedstawiono na rysunku 4. Za stosowaniem tej kombinacji przemawiają następujące przesłanki:

- możliwość stosowania metody „pompuj i oczyszczaj” w ośrodkach o dobrej przepuszczalności [5], które są również preferowane w przypadku systemów ATES [38],
- możliwość obniżenia kosztów remediacji poprzez ograniczenie nie tylko kosztów pompowania, ale także części kosztów oczyszczania wody, na przykład w przypadku sprzedaży energii zmagazynowanej w warstwie wodonośnej do sieci ciepłowniczej,
- możliwość skrócenia czasu remediacji.

Ograniczeniem w realizacji tej kombinacji jest zachowanie się zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym zależnie od warunków geologicznych i hydrogeologicznych oraz sposobu, w jaki została zaprojektowana instalacja do ekstrakcji wody [55]. Konieczny jest także kompromis związany z ustaleniem ilości pompowanej wody – z ekonomicznego punktu widzenia instalacja ATES powinna mieć maksymalną wydajność energetyczną, co wymaga przepompowywania możliwie jak największej

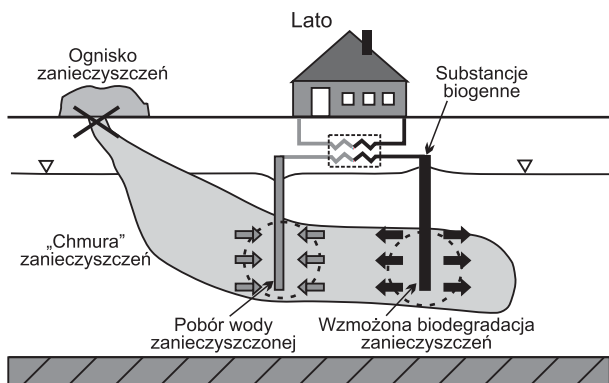


Rys. 4. Schemat systemu ATES skojarzonego z remediacją warstwy wodonośnej metodą „pompuj i oczyszczaj” [36, 54]
Fig. 4. Flow diagram of ATES system combined with aquifer remediation by ‘pump and treat’ method [36, 54]

ilości wody, z kolei podczas stosowania metody „pompuj i oczyszczaj” dąży się do zminimalizowania ilości pompowanej wody w celu ograniczenia kosztów pompowania i oczyszczania wody [18].

Samoooczyszczanie (NA) odnosi się do przemian zanieczyszczeń podczas ich transportu w wodach podziemnych od ogniska do receptora. Jest ono związane z szeregiem geogenicznych procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, umożliwiających zmniejszenie ładunku, toksyczności i/lub mobilności zanieczyszczeń bez dodatkowej stymulacji [5, 56–59]. Samoooczyszczanie jest w ostatnich latach coraz częściej łączone z systemami ATES [18, 19, 23, 24, 40] i według raportu [53] uznawane za jedną z najbardziej obiecujących metod remediacji wód podziemnych, możliwą do skojarzenia z systemem ATES, jakkolwiek procesy zachodzące w warstwie wodonośnej nie są jeszcze do końca rozpoznane. W każdym z rozważanych przypadków należy wziąć pod uwagę wpływ instalacji ATES na warunki hydrogeologiczne na danym terenie, efekt mieszania się wód, ich zmiany fizyczno-chemiczne oraz wpływ zmian temperatury na biodegradację zanieczyszczeń.

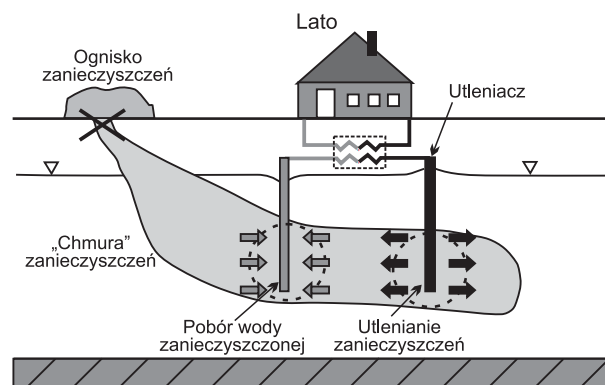
Biostymulacja jest kolejną metodą remediacji wód podziemnych możliwą do zastosowania w kombinacji z systemem ATES [18, 54] (rys. 5). Biodegradacja samoistna w naturalnych warunkach często przebiega bardzo wolno i wymaga wspomaganie, np. poprzez biostymulację [5], która polega na dostarczeniu wody, tlenu (lub innych akceptorów elektronów), substancji biogennych i powierzchniowo czynnych do strefy aeracji i/lub saturacji, a także na optymalizacji temperatury i pH do wspomaganie samoistnej biodegradacji. Do metod biostymulacji można zaliczyć dodatek związków biogennych i powierzchniowo czynnych, a także chemiczne utlenianie *in situ* (ISCO) oraz napowietrzanie warstwy wodonośnej. Wpływ systemów ATES na procesy wspomaganie bioremediacji nie jest jeszcze do końca poznany [54]. Najistotniejsze problemy są w tym przypadku takie same jak w przypadku samoooczyszczania (NA), przy czym ryzyko biologicznej kolmatacji filtrów studni jest większe. Autorzy pracy [40] wymieniają olej roślinny, chitynę oraz alkohole (etanol, metanol) jako przykładowe źródła węgla, które mogą być wprowadzone do warstwy wodonośnej w celu wspomaganie biodegradacji chlorowanych węglowodorów. Ze względu na wzrost szybkości bioremediacji wraz ze wzrostem temperatury oraz ograniczoną biodegradacją zanieczyszczeń w niższych temperaturach [60], substancje biogenne należy wprowadzać do „cieplej” studni chłonnej.



Rys. 5. Schemat systemu ATES skojarzonego z remediacją warstwy wodonośnej metodą biostymulacji [36, 54]

Fig. 5. Flow diagram of ATES system combined with aquifer remediation by biostimulation [36, 54]

Chemiczne utlenianie *in situ* (ISCO) jest alternatywą dla biologicznych metod remediacji możliwą do skojarzenia z systemem ATES [53]. Metoda ISCO pozwala na usunięcie zanieczyszczeń organicznych (np. TCE, PCE, BTEX, WWA, PCB, fenole, organiczne składniki lotne i cyjanki) przez wprowadzenie utleniaczy do środowiska gruntowo-wodnego [5, 61]. W konsekwencji dochodzi do utleniania niebezpiecznych związków chemicznych i przekształcania ich w związki mniej toksyczne, które nie stwarzają zagrożenia [5, 62]. Najczęściej stosowane środki utleniające to nadwęglan sodu ($\text{Na}_2\text{S}(\text{CO}_3)_2$), nadsiarczan sodu ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$), nadmanganiany (KMnO_4 , NaMnO_4), nadtlenek wodoru (H_2O_2) lub ozon (O_3) [63, 64]. Koncepcja wykorzystania instalacji ATES wraz remediacją warstwy wodonośnej z wykorzystaniem metody ISCO została przedstawiona na rysunku 6.



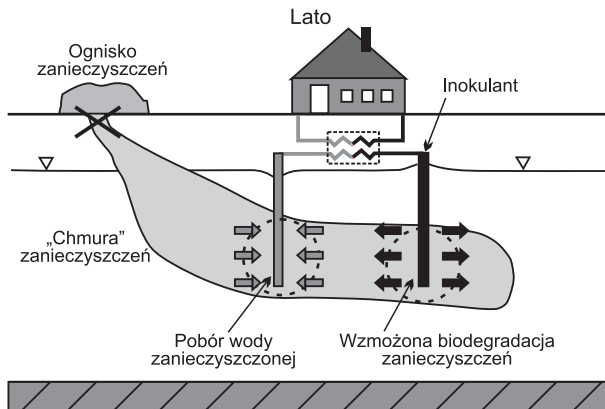
Rys. 6. Schemat systemu ATES skojarzonego z remediacją warstwy wodonośnej metodą chemicznego utleniania *in situ* (ISCO) [36, 54]

Fig. 6. Flow diagram of ATES system combined with aquifer remediation by *in situ* chemical oxidation (ISCO) [36, 54]

Kolejną metodą remediacji wód podziemnych, możliwą do skojarzenia z instalacją ATES, jest napowietrzanie warstwy wodonośnej [18, 19]. Polega ona na wprowadzeniu gazu (zwykle powietrza) poprzez studnie iniekcyjne do strefy saturacji [5]. Uzyskane w ten sposób zwiększenie ilości tlenu w warstwie wodonośnej wspomaga biodegradację zanieczyszczeń [4]. Oprócz powietrza nośnikiem tlenu do wspomaganie biodegradacji może być także woda i substancje uwalniające tlen cząsteczkowy, takie jak nadtlenek magnezu (MgO_2), czy nadmanganian potasu (KMnO_4) [5]. Odmianą napowietrzania warstwy wodonośnej jest metoda Vyrebox [24], jako jedna z najbardziej obiecujących do skojarzenia z systemami ATES. Ta metoda, opracowana w Finlandii, umożliwia oczyszczanie *in situ* wody z żelaza i manganu [65] i polega na wtłaczaniu do warstwy wodonośnej odgazowanej oraz wzbogaconej w tlen wody [66, 67]. W konsekwencji wokół studni iniekcyjnych tworzy się strefa natleniona o wyższym potencjale utleniająco-redukcyjnym i korzystnych warunkach do rozwoju bakterii autochtonicznych przeprowadzających proces utleniania jonów Fe^{2+} i Mn^{2+} do wytrącalnych form $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}_2(\text{CO}_3)_3$ i MnO_2 . Dodatkowo bakterie utleniające żelazo dostarczają węgiel organiczny dla bakterii utleniających mangan [65].

Bioaugmentacja jest kolejną metodą remediacji wód podziemnych, której połączenie z systemem ATES jest możliwe i obiecujące [18, 54]. Polega ona na zaszczepieniu zanieczyszczonej warstwy wodonośnej wyspecjalizowanymi szczepami bakterii, archeonów lub grzybów, zdolnych do rozkładu zanieczyszczeń. Jest stosowana w przypadku, gdy rodzima populacja bakterii nie wykazuje pożądanego

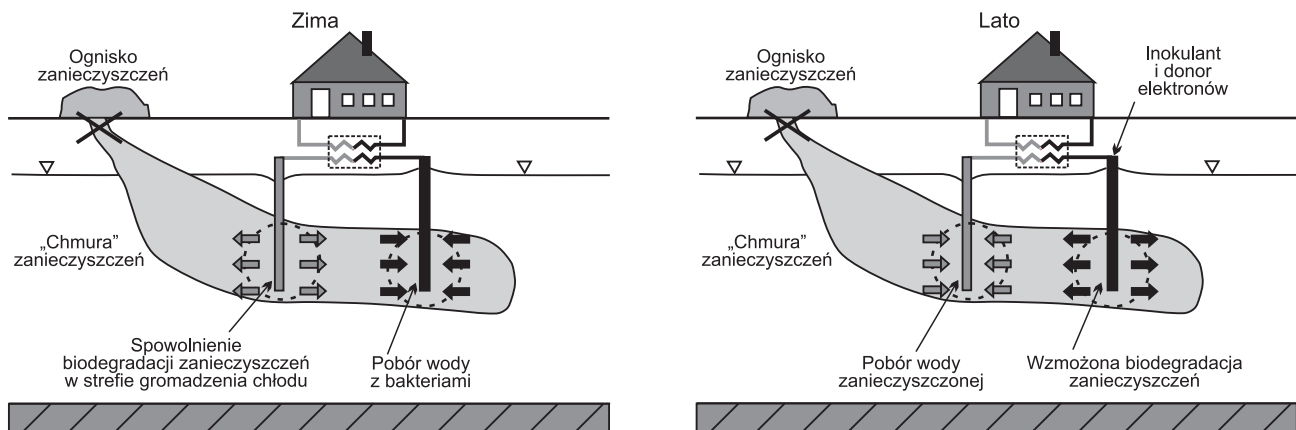
aktywności i jest – obok biostymulacji – najczęściej wykorzystywaną techniką bioremediacji [5, 68–70]. Po uniemożliwieniu dalszego przedostawania się zanieczyszczenia do warstwy wodonośnej, inokulacja wyspecjalizowanych grup bakterii może odbywać się z wykorzystaniem ciepłej studni chłonnej. Badania wykazały, że bioaugmentacja z wykorzystaniem bakterii zdolnych do przeprowadzenia procesu dechloracji pozwoliła na uzyskanie pełnego rozkładu PCE do etylenu [71, 72]. Schemat kombinacji instalacji ATES i remediacji z wykorzystaniem bioaugmentacji przedstawiono na rysunku 7.



Rys. 7. Schemat systemu ATES skojarzonego z remediacją warstwy wodonośnej metodą bioaugmentacji [36, 54]

Fig. 7. Flow diagram of ATES system combined with aquifer remediation by bioaugmentation [36, 54]

Wspomagana dechloracja redukcyjna (ERD) w warunkach anaerobowych jest obecnie jedną z najbardziej popularnych metod remediacji wód podziemnych zanieczyszczonych rozpuszczalnikami chlorowanymi [73–75]. Obecnie prowadzone badania w tym zakresie mają na celu lepsze rozpoznanie procesów, jakie mogą zachodzić w czasie skojarzenia systemu ATES z metodą ERD [54]. Problemem w przypadku takiej kombinacji (rys. 8) mogą być wahania temperatury, żywotność instalacji oraz możliwa kolmatacja biologiczna i chemiczna filtrów studziennych [36]. Biodegradacja chlorowanych węglowodorów w warunkach beztlenowych wymaga stosunkowo dużej ilości tych zanieczyszczeń. W przeciwnym wypadku, aby uzyskać zadowalającą szybkość procesu, konieczne jest wprowadzenie do oczyszczanej strefy dodatkowego źródła węgla organicznego lub mikroorganizmów.



Rys. 8. Schemat systemu ATES skojarzonego z remediacją warstwy wodonośnej metodą redukcyjnej dechloracji (ERD) w warunkach anaerobowych [36, 54]

Fig. 8. Flow diagram of ATES system combined with aquifer remediation by reductive dechlorination (ERD) under anaerobic conditions [36, 54]

Przykłady skojarzenia systemu ATES z remediacją wód podziemnych

Znanych jest kilka projektów skojarzenia systemu ATES i remediacji wód podziemnych [18, 22–24]. Zrealizowany w 2009 r. w Eindhoven (Holandia) projekt „Sanergy” [22, 23] jest – według autorów pracy [24] – jedynym dotychczas zastosowanym w praktyce przykładem skojarzenia remediacji wód podziemnych i systemu ATES na świecie. Projekt ten zrealizowano na terenie, na którym wody podziemne zostały zanieczyszczone chlorowanymi węglowodorami w wyniku ponad 100-letniej działalności przemysłowej. Wykorzystano jednokierunkowy system ATES, który jednocześnie miał za zadanie wspierać przebieg remediacji wód podziemnych [20]. Jednokierunkowy system ATES umożliwia uniknięcie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej, gdyż w tym przypadku nie następuje odwrócenie kierunku przepływu wody. Woda podziemna jest zawsze pompowana z tych samych studni ekstrakcyjnych i wtłaczana do studni chłonnej. Działanie systemu opiera się głównie na recyrkulacji i naturalnej temperaturze warstwy wodonośnej [18].

W celu uniknięcia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej (jeden z najważniejszych problemów kojarzenia ATES z remediacją wód podziemnych) zrezygnowano z magazynowania wody, a działanie systemu opierało się na jej recyrkulacji [20]. W czasie pracy instalacji następuje migracja bakterii odpowiedzialnych za biodegradację oraz substancji odżywczych, bez przemieszczania się zanieczyszczeń poza obszar działania systemu [22]. Wyniki badań przeprowadzonych po dwóch latach funkcjonowania tego systemu świadczą o intensyfikacji procesów biodegradacji w warstwie wodonośnej. Badania monitoringowe z 2014 r. wykazały, że warunki panujące w obszarze funkcjonowania instalacji były bardziej homogeniczne, ułatwiając tym samym biodegradację zanieczyszczeń. Stwierdzono, że w zasięgu oddziaływania studni ekstrakcyjnej dochodzi do powolnego wyrównywania składu wód podziemnych na skutek ich wymieszania, a stężenie jonów wodoru wzrasta i zbliża się do 1 nM (przyjmuje się, że proces biodegradacji chlorowanych etenów zaczyna przebiegać przy stężeniu jonów wodoru w przedziale 1÷2 nM) [23]. Monitoring wraz z równoległe prowadzonymi badaniami modelowymi potwierdzają, że funkcjonowanie systemu „Sanergy” powstrzymuje rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń, a ich ilość w wodzie podziemnej ulega zmniejszeniu.

Projekt „Bio-washing machine”, zrealizowany na terenie Utrechtu (Holandia) [18], gdzie wody podziemne zostały zanieczyszczone głównie chlorowanymi węglowodorami, jest pierwszym przykładem skojarzenia systemu ATES i remediacji wód podziemnych opartej na kontrolowanym samooczyszczaniu (MNA). W rejonie Utrechtu zinventaryzowano prawie 30 ognisk i towarzyszących im chmur zanieczyszczeń, a przyjęty plan remediacji wód podziemnych zakładał zmniejszenie ilości zanieczyszczeń o 40% w ciągu 30 lat. Przepisy holenderskie nie dopuszczają magazynowania energii cieplnej w zanieczyszczonych warstwach wodonośnych ze względu na ryzyko przyspieszenia migracji zanieczyszczeń. W tym przypadku udało się jednak uzyskać zgodę na stworzenie niewielkiej strefy, w której dopuszczono zastosowanie instalacji ATES oraz możliwość przemieszczania i mieszania się zanieczyszczeń [19,23]. Zaletą tej kombinacji jest możliwość obniżenia kosztów remediacji wód podziemnych do 15÷20 mln euro, podczas gdy w przypadku zastosowania tradycyjnych metod wynosiłyby one około 500 mln euro [23]. Symulacje komputerowe wskazały, że w ciągu 30 lat w znacznej części strefy oddziaływania instalacji ATES nastąpi całkowite usunięcie chlorku winylu, a w innych jego ilość ulegnie istotnemu zmniejszeniu. W przypadku rezygnacji z instalacji ATES zawartość chlorku winylu w warstwie wodonośnej byłaby znacznie większa. Przewiduje się, że – podobnie jak w przypadku projektu „Sanergy” – mieszanie wód podziemnych jest jednym w głównych czynników mających wpływ na przyspieszenie usuwania zanieczyszczeń [23]. Obszar, na którym prowadzona jest remediacja jest stale monitorowany (kilkaset studni monitoringowych). Pierwsze wyniki pokazują, że wpływ instalacji ATES na chemizm wód podziemnych zależy od czasu aktywności systemu. Na skutek długotrwałego pompowania wody podziemne w rejonie bezpośredniego oddziaływania tej instalacji stają się jednorodne chemicznie. Największe skupiska mikroorganizmów mikroaerofilnych, zaangażowanych w biodegradację chlorku winylu, występowały w pobliżu studni magazynujących ciepło. Nie stwierdzono istotnej zależności między całkowitą liczbą bakterii obecnych w wodach podziemnych a ich temperaturą. W większości studni potwierdzono występowanie redukcji siarczanów, natomiast warunki utleniająco-redukcyjne nie osiągnęły jeszcze optimum do redukcyjnej dechloracji chlorku winylu. Ze względu na liczne procesy biologiczne występujące na badanym obszarze, wpływ funkcjonowania całego systemu na biodegradację zanieczyszczeń nie został jeszcze dobrze poznany [19]. Wiele faktów wskazuje, że jakość wód podziemnych w obszarze działania instalacji ATES wraz z upływem czasu będzie ulegać poprawie. Wynika to z mieszania się wód podziemnych, co wpływa na poprawę kontaktu między zanieczyszczeniami i mikroorganizmami odpowiedzialnymi za biodegradację zanieczyszczeń oraz składnikami odżywczymi. Efekt ten był już obserwowany w czasie realizacji projektu „Sanergy” [23].

Podsumowanie

Magazynowanie energii cieplnej w warstwie wodonośnej (ATES) można uznać za korzystne ze względu na brak istotnego negatywnego wpływu na środowisko oraz innowacyjność i możliwość rozwoju. Jest to perspektywiczny kierunek magazynowania energii, szczególnie korzystny w przypadku większych kompleksów budynków. Obiecujące jest połączenie systemu ATES z odnawialnymi źródłami energii w postaci na przykład kolektorów słonecznych. Zastosowanie

instalacji ATES na szerszą skalę do ogrzewania i chłodzenia budynków w rejonach, w których pozwalają na to warunki, pozwoliłoby na ograniczenie zużycia paliw kopalnych oraz emisji CO₂ i freonu do atmosfery. Ostatnio rośnie zastosowanie instalacji ATES w budownictwie pasywnym oraz domach energooszczędnych. Dotychczas zrealizowane projekty dają nadzieję na dalszy rozwój tej technologii. Jakkolwiek nie można zupełnie wykluczyć negatywnego wpływu instalacji ATES na środowisko wodno-gruntowe, to jednak – w porównaniu z innymi metodami podziemnego magazynowania energii cieplnej – dotychczas stosowane systemy ATES nie spowodowały istotnych szkód środowiskowych.

Systemy ATES mogą być skojarzone z remediacją wód podziemnych zanieczyszczonych chlorowanymi węglowodorami i BTEX (najczęściej występującymi na głębokościach, na których pracują instalacje ATES), a do obiecujących sposobów remediacji można zaliczyć metodę „pompuj i oczyszczaj”, a także samooczyszczanie (NA), napowietrzanie, biostymulację, bioaugmentację oraz wspomaganą dechlorację redukcyjną (ERD) w warunkach anaerobowych. Problemami ograniczającymi rozwój tego typu rozwiązań są natomiast brak wystarczającej wiedzy w zakresie zmian biogeochemicznych w warstwie wodonośnej, ryzyko przyspieszenia migracji i/lub spowolnienia biodegradacji zanieczyszczeń w wyniku zmian temperatury i potencjału utleniająco-redukcyjnego wywołanych działaniem instalacji ATES oraz kolmatacja filtrów studziennych. Z uwagi na zbyt małe jeszcze doświadczenia eksploatacyjne, potwierdzenie skuteczności kombinacji systemów ATES i remediacji wód podziemnych w praktyce wymaga dalszych badań (obecnie testuje się kilka rozwiązań w skali pilotowej).

Praca została sfinansowana w ramach badań statutowych AGH w Krakowie (projekt nr 11.11.140.797).

LITERATURA

1. UN WWAP (United Nations World Water Assessment Programme): The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. UNESCO, Paris 2015.
2. T. GLEESON, Y. WADA, M. F. P. BIERKENS, L. P. H. van BEEK: Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature* 2012, Vol. 488, pp. 197–200.
3. UN WWAP (United Nations World Water Assessment Programme): The World Water Development Report 3: Water in a Changing World. UNESCO, Paris 2009.
4. F. KHAN, T. HUSAIN, R. HEJAZI: An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management* 2004, Vol. 71, No. 2, pp. 95–122.
5. G. MALINA: Likwidacja zagrożenia środowiska gruntowo-wodnego na terenach zanieczyszczonych. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Seria Monografie nr 132, Częstochowa 2007.
6. IEA (International Energy Agency): World Energy Outlook 2014. Summary (<http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/WorldEnergyOutlook2014ExecutiveSummaryPolishversion.pdf>).
7. IEA (International Energy Agency): World Energy Trends. Excerpt from: Energy Balances of non-OECD Countries (http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/WorldTrends_NonOECD_countries2015.pdf).
8. A. GONET, J. HENDEL, T. ŚLIWA: Magazynowanie w górotworze ciepła pochodzącego z różnych źródeł. *AGH Drilling, Oil, Gas* 2012, vol. 29, nr 1, ss. 135–144.
9. K. S. LEE: Underground Thermal Energy Storage. Green Energy and Technology. Springer Science & Business Media, 2013.
10. I. DINCER, M. A. ROSEN: Thermal Energy Storage: Systems and Applications. 2nd Edition. Wiley, 2013.

11. K. S. LEE: A review on concepts, applications, and models of aquifer thermal energy storage systems. *Energies* 2010, Vol. 3, No. 6, pp. 1320–1333.
12. M. BONTE, B. BREUKELLEN, P. van STUYFZAND: Environmental impacts of aquifer thermal energy storage investigated by field and laboratory experiments. *Journal of Water and Climate Change* 2013, Vol. 4, No. 2, pp. 77–89.
13. M. BONTE: Impacts of shallow geothermal energy on groundwater quality. IWA Publishing, KWR Watercycle Research Institute Series, 2015.
14. M. HENDRIKS, A. SNIJDERS, N. BOID: Underground thermal energy storage for efficient heating and cooling of buildings. In: I3CON Conference, Loughborough (UK) 2008.
15. O. ANDERSSON, G. HELLSTRÖM, B. NORDEL: Heating and cooling with UTES (Underground Thermal Energy Storage) – applications and market development in Sweden. *Journal of Energy and Power Engineering* 2013, Vol. 7, pp. 669–678.
16. J. DESMEDT, H. HOES, J. van BAEL: Shallow geothermal applications in Belgium. Proc. of European Geothermal Congress, Unterhaching (Germany) 2007.
17. P. SEIBT, F. KABUS: Aquifer Thermal Energy Storage in Germany. Geothermie Neubrandenburg GmbH. (<http://www.os.is/gogn/fltyja/JHS-kjol/UNU%20Visiting%20Lecturers/PSLecture03.pdf>).
18. H. HOES, J. PATYN, R. LOOKMAN: The combination of aquifer thermal energy storage (ATES) and groundwater remediation. D. Wille, OVAM, Mechelen 2012.
19. T. MAAS [Ed.]: CityChlor Think-Tank. Conceptual site model. Bio-washing machine. CityChlor document, version 3.0, 2013.
20. G. H. PELGRUM: SANERGY. A concept for a sustainable remediation (<http://files.shareholder.com/downloads/ARCAD/0x0x376998/c8df51d2-ea78-43b6-8774-281d13a8fa9c/Presentation>).
21. H. SLENDERS, P. DOLS, R. VERBURG, A. de VRIES: Sustainable remediation panel: Sustainable synergies for the subsurface: Combining groundwater energy with remediation. *Remediation Journal* 2010, Vol. 20, No. 2, pp. 143–153.
22. H. SLENDERS, R. VERBURG, J. SCHREURS, I. DINKLA, N. HOEKSTRA, S. LIETEN: Sanergy, a sustainable mix of groundwater energy and remediation? Experiences after two years with a biowashing machine. Proceedings of AquaCon-Soil, Barcelona 2013.
23. H. SLENDERS, R. VERBURG, A. PORS, A. van MAAREN: Managing contaminated groundwater – novel strategies and solutions applied in the Netherlands. In: J. T. ALBERGARIA, H. P. A. MOUWS [Eds.]: Soil Remediation – Applications and New Technologies. CRC Press, 2016, pp. 121–138.
24. N. van OOSTROM [Ed.]: Literatuurstudie Meer Met Bodemenergie, Overzicht van kennis en onderzoeksvragen rondom warmte – en koudeopslag. Bioclear, IF Technology, Deltares en Wageningen University, Wageningen (Netherlands) 2011.
25. R. DOMANSKI: Magazynowanie energii cieplnej. PWN, Warszawa 1990.
26. J. DOWGIAŁŁO, A. S. KLECZKOWSKI, T. MACIOSZCZYK, A. RÓŻKOWSKI [red.]: Słownik hydrogeologiczny. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2002.
27. J. SZLACHTA [red.]: Niekonwencjonalne źródła energii. Akademia Rolnicza, Wrocław 1999.
28. G. MALINA: Badania i możliwości wykorzystania rozkładu pola temperaturowego strumienia wód podziemnych na ujęciu infiltracyjnym Reda III. Praca doktorska, AGH w Krakowie, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Kraków 1991 (praca niepublikowana).
29. J. S. DICKINSON, N. BUIK, M. C. MATTHEWS, A. SNIJDERS: Aquifer thermal energy storage: Theoretical and operational analysis. *Geothechnique* 2009, Vol. 59, No. 3, pp. 249–260.
30. W. M. LEWANDOWSKI: Proekologiczne źródła energii odnawialnej. Warszawa 2001.
31. J. KAPUŚCIŃSKI, A. RODZUCH: Geotermia niskotemperaturowa w Polsce – stan aktualny i perspektywy rozwoju. Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2006 (praca niepublikowana).
32. R. J. CALJÉ: Future use of Aquifer Thermal Energy Storage below the historic centre of Amsterdam. TU Delft, Department of Water Management, Delft 2010.
33. Groen licht voor Bodemenergie – Advies Taskforce WKO. Rapport, Nederland 2009.
34. H. PAKSOY, A. SNIJDERS, L. STILES: State-of-the-art review of aquifer thermal energy storage systems for heating and cooling buildings. Proceedings of 11th International Conference on Energy Storage – EffStock 2009, Stockholm (Sweden) 2009.
35. H. J. BRONS, A. J. B. ZEHNDER: Biogeochemical aspects of aquifer thermal energy storage. *Hydrochemistry and Energy Storage in Aquifers* 1990, Vol. 43, pp. 27–43.
36. W. SOMMER: Modelling and monitoring of aquifer thermal energy storage. Impacts of soil heterogeneity, thermal interference and bioremediation. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen (Netherlands) 2015.
37. I. WIGSTRAND: The ATES project – a sustainable solution for Stockholm-Arlanda airport (http://www.underground-energy.com/The_ATES_project__a_sustainable_solution_for_Stockholm-Arlanda_airport.pdf).
38. B. SANNER: Shallow geothermal energy. *Geo-Heat Center Bulletin* 2001, Vol. 22, pp. 19–25.
39. B. SANNER, F. KABUS, P. SEIBT, J. BARTELS: Underground thermal energy storage for the German Parliament in Berlin, system concept and operational experiences. Proceedings of World Geothermal Congress, Antalya (Turkey) 2005, pp. 1–3.
40. W. SOMMER, P. J. DOORNENBAL, B. C. DRIJVER, P. F. M. van GAANS, I. LEUSBROCK, J. T. C. GROTENHUIS, H. H. M. RIJNAARTS: Thermal performance and heat transport in aquifer thermal energy storage. *Hydrogeology Journal* 2014, Vol. 22, No. 1, pp. 263–279.
41. M. BAKR, N. van OOSTROM, W. SOMMER: Efficiency of and interference among multiple Aquifer Thermal Energy Storage systems: A Dutch case study. *Renewable Energy* 2013, Vol. 60, pp. 53–62.
42. F. KABUS, M. WOLFGGRAMM, A. SEIBT, U. RICHLAK, H. BEUSTER: Aquifer thermal energy storage in Neubrandenburg – monitoring throughout three years of regular operation. Proceedings of 11th International Conference on Energy Storage – EffStock 2009, Stockholm (Sweden) 2009.
43. S. HÄHNLEIN, P. BAYER, P. BLUM: International legal status of the use of shallow geothermal energy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2010, Vol. 14, No. 9, pp. 2611–2625.
44. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy dla wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. *Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich* 2000, L 327/1.
45. A. MACIOSZCZYK, D. DOBRZYŃSKI: Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
46. N. HARTOG, B. DRIJVER, I. DINKLA, M. BONTE: Field assessment of the impact of Aquifer Thermal Energy Storage (ATES) systems on chemical and microbial groundwater composition. Proceedings of European Geothermal Conference, Pisa (Italy) 2013, p. 8.
47. M. BONTE, W. F. M. RÖLING, E. ZAURA, P. W. J. J. van der WIELEN, P. J. STUYFZAND, B. M. van BREUKELLEN: Impacts of shallow geothermal energy production on redox processes and microbial communities. *Environmental Science and Technology*, 2013, Vol. 47, No. 24, pp. 14476–14484.
48. M. POSSEMIERS: Aquifer Thermal Energy Storage (ATES) under different hydrochemical and hydrogeological conditions. PhD thesis. University of Leuven, Leuven (Belgium) 2014.
49. H. J. BRONS, J. GRIFFIOEN, C. A. J. APPELO, A. J. B. ZEHNDER: (Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site. *Water Resources* 1991, Vol. 25, pp. 729–736.

50. M. POSSEMIERS, M. HUYSMANS, O. BATELAAN: Influence of Aquifer Thermal Energy Storage on groundwater quality: A review illustrated by seven case studies from Belgium. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 2014, Vol. 2, pp. 20–34.
51. L. SOWERS, K.P. YORK, L. STILES: Impact of thermal buildup on groundwater chemistry and aquifer microbes. ECOSTOCK 2006 Conference Proceedings, Pomona (USA) 2006, pp. 1–7.
52. K.G. ZUURBIER, N. HARTOG, J. VALSTAR, V.E.A. POST, B.M. van BREUKELEN: The impact of low-temperature seasonal aquifer thermal energy storage (SATES) systems on chlorinated solvent contaminated groundwater: Modeling of spreading and degradation. *Journal of Contaminant Hydrology* 2013, Vol. 147, pp. 1–13.
53. E. de VRIES, N. HOEKSTRA: Meer met Bodemenergie. Rapport 10 – Mogelijkheden voor combinatie van WKO met bodemsanering, Gouda (Netherlands) 2012.
54. Z. NI: Bioremediation of chlorinated ethenes in aquifer thermal energy storage. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen (Netherlands) 2015.
55. S. SUTHERSAN: In Situ Air Sparging. Remediation Engineering: Design Concepts. CRC Press LLC, 1999.
56. Natural Attenuation for Groundwater Remediation. National Academy Press, Washington DC 2000.
57. OSWER Directive 9200.4-17P – Use of monitored natural attenuation at Superfund, RCRA corrective action, and underground storage tank sites. U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, 1999.
58. How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites: A Guide for Corrective Action Plan Reviewers. Chapter IX: Monitored Natural Attenuation. EPA 510-B-16-005, 2016.
59. R. STEGEMANN, G. BRUNNER, W. CALMANO, G. MATZ: Treatment of Contaminated Soil. Springer-Verlag, Berlin 2001.
60. Z. NI, P. van GAANS, M. SMIT, H. RIJNAARTS, T. GROTENHUIS: Biodegradation of cis-1,2-dichloroethene in stimulated underground thermal energy storage systems. *Environmental Science and Technology* 2015, Vol. 49, No. 22, pp. 13519–13527.
61. A. LEWKIEWICZ-MALYSA, R. ROGOWSKA-KWAS, B. WINID: Redukcja zawartości węglowodorów zanieczyszczających środowisko naturalne. *Wiertnictwo, Nafta, Gaz* 2008, vol. 25, z. 2, ss. 453–460.
62. J.P. de WEERT, T.J. KEIJZER, P.F. van GAANS: Lowering temperature to increase chemical oxidation efficiency: The effect of temperature on permanganate oxidation rates of five types of well-defined organic matter, two natural soils, and three pure phase products. *Chemosphere* 2014, Vol. 117, pp. 94–103.
63. M. KASHIR, R. MCGREGOR: Chemical oxidation performance in high temperature, saline groundwater impacted with hydrocarbons. *Remediation Journal* 2015, Vol. 25, No. 2, pp. 55–70.
64. H. EDEL, M. SZEWCZYK, C. DITTMAR: Chemiczne utlenianie *in situ*: praktyczne zastosowanie do oczyszczania wód podziemnych zanieczyszczonych węglowodorami chlorowanymi. W: G. MALINA [red.]: Rekultywacja i rewitalizacja terenów zdegradowanych. PZITS Oddział Wielkopolski, Poznań 2009, ss. 111–115.
65. R.O. HALLBERG, R. MARTINELL: Vyredox – in situ purification of ground water. *Ground Water* 1976, Vol. 14, No. 2, pp. 88–93.
66. Groundwater Corrective Action Plan – Moretown Landfill, Moretown, VT. Environmental Planning Specialists, Report MTLCAP1001, Atlanta (USA) 2014.
67. K. MIKSCH: Zastosowanie biotechnologii w oczyszczaniu wody, ścieków, gruntów i gazów oraz utylizacji odpadów. W: M. DUDZIŃSKA, L. PAWŁOWSKI [red.]: Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 2009, nr 60, ss. 71–73.
68. I. ZAWIERUCHA, G. MALINA: Bioremediation of contaminated soils: Effects of bioaugmentation and biostimulation on enhancing biodegradation of oil hydrocarbons. In: A. SINGH, A. PARMAR, N. KUHAD, R. RAMESH [Eds.]: Bioaugmentation, Biostimulation and Biocontrol. *Soil Biology* 28. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg 2011, pp. 187–202.
69. I. ZAWIERUCHA, G. MALINA, W. CIESIELSKI, P. RYCHTER: Effectiveness of intrinsic biodegradation enhancement in oil hydrocarbons contaminated soil. *Archives of Environmental Protection* 2014, Vol. 40, No. 1, pp. 101–113.
70. M. GERARDI: Wastewater Bioaugmentation and Biostimulation. DEStech Publications, Inc., Lancaster (USA) 2015.
71. Z. NI, M. SMIT, T. GROTENHUIS, P. van GAANS, H. RIJNAARTS: Effectiveness of stimulating PCE reductive dechlorination: A step-wise approach. *Journal of Contaminant Hydrology* 2014, Vol. 164, pp. 209–218.
72. Z. NI, P. van GAANS, M. SMIT, H. RIJNAARTS, T. GROTENHUIS: Combination of aquifer thermal energy storage and enhanced bioremediation: Resilience of reductive dechlorination to redox changes. *Applied Microbiology and Biotechnology* 2016, Vol. 100, No. 8, pp. 3767–3780.
73. N. DURANT, L. SMITH, W. CONDIT: Design considerations for enhanced reductive dechlorination. Technical memorandum TM-NAVFAC-EXWC-EV-1501, Battelle, Columbus (USA) 2015.
74. C. SCHEUTZ, M.M. BROHOLM, N.D. DURANT, E.B. WEETH, T.H. JØRGENSEN, F. DENNIS, C.S. JACOBSEN, E.E. COX, J.C. CHAMBON, P.L. BJERG: Field evaluation of biological enhanced reductive dechlorination of chloroethenes in clayey till. *Environmental Science & Technology* 2010, Vol. 44, No. 13, pp. 5134–5141.
75. J.A. CHRIST, A. RAMSBURG, L.M. ABRIOLO, K.D. PENNELL, F.E. LÖFFLER: Coupling aggressive mass removal with microbial reductive dechlorination for remediation of DNAPL source zones: A review and assessment. *Environmental Health Perspectives* 2005, Vol. 113, No. 4, pp. 465–477.

Malina, G., Bujak, I. Evaluation of a Potential to Combine Aquifer Thermal Energy Storage with Groundwater Remediation. *Ochrona Środowiska* 2017, Vol. 39, No. 3, pp. 9–18.

Abstract: Aquifer thermal energy storage (ATES) may be considered beneficial due to lack of negative environmental impact, innovation and potential for further development. The state of knowledge on ATES and its potential to be combined with groundwater remediation was analyzed on the basis of literature data and operating experience. Chlorinated hydrocarbons and BTEX are the contaminants most frequently occurring at depths, where ATES systems usually operate. The following remediation techniques that potentially could be combined with ATES systems were discussed: 'pump and treat', natural (NA) and enhanced natural attenuation (ENA) *via* biostimulation and

bioaugmentation, as well as *in situ* chemical oxidation (ISCO) and enhanced reductive dechlorination (ERD) under anaerobic conditions. Development of such solutions is constrained by problems related mainly to the risk of accelerated contaminant migration and reduction of their biodegradation rates as a result of changes in redox potential due to ATES system operation and well screen clogging. Further research is required to confirm effectiveness of the combined application of ATES and groundwater remediation in practice as the knowledge of the aquifer processes upon thermal energy storage is incomplete and the operating experience limited.

Keywords: Aquifer thermal energy storage (ATES), remediation, aquifer, groundwater, contamination, biodegradation, biostimulation, bioaugmentation.