

Ładunek zanieczyszczeń w wodach osadowych powstających w procesach technologicznych oczyszczalni ścieków

Eugeniusz Klaczyński

Envirotech sp. z o.o. w Poznaniu

Wstęp

Wartości jednostkowe ładunków zanieczyszczeń pochodzących od jednego mieszkańca (w gramach na mieszkańca na dobę) w ściekach, przyjmowane są do celów projektowych często na podstawie niemieckich wytycznych ATV-DVWK-A 131 P, przedstawionych w tabeli 1. W tabeli przedstawiono również parametry ścieków zakładane, kiedy w procesie mechanicznego oczyszczania ścieków wykorzystuje się osadniki wstępne, uwzględniając różne czasy zatrzymania w nich ścieków (w zależności od przyjętego w dalszej kolejności rozwiązania w części biologicznej).

Tabela 1. Wartości jednostkowych wskaźników zanieczyszczeń według wytycznych ATV-DVWK-A 131 P.

Parametr	Ścieki surowe g/Mk/d	Ścieki po osadniku wstępnym przy czasie zatrzymania w osadniku	
		od 0,5 do 1 h	od 1,5 do 2 h
BZT ₅	60	45	40
ChZT	120	90	80
Zawiesina ogólna	70	35	25
Azot ogólny	11	10	10
Fosfor ogólny	1,8	1,6	1,6

Rzeczywiste wartości jednostkowe wskaźników zanieczyszczeń dopływających w czyszczalniach ścieków o obciążeniu do 100 000 RLM w Polsce niewiele się różnią. Na podstawie danych z ponad 70 oczyszczalni ścieków uzyskano następujące jednostkowe ładunki zanieczyszczeń [1]:

- BZT₅ = 64 g/Mk·d,
- ChZT = 135 g/M·d,
- zawiesina ogólna = 67 g/Mk·d,
- azot ogólny = 11,8 g/Mk·d,
- fosfor ogólny = 1,95 g/Mk·d.

Zastosowanie do przygotowania bilansu jakościowego ścieków wartości jednostkowych z wytycznych, będzie wystarczające w przypadku oczyszczalni ścieków, których zlewnia charakteryzuje się niewielkim obciążeniem równoważną liczbą mieszkańców (RLM). W przypadku oczyszczalni o wyższym obciążeniu RLM, ładunki zanieczyszczeń i jednostkowe stężenia są wyższe, z uwagi na przykład na zanieczyszczenia pochodzące ze ścieków przemysłowych. Prawidłowe działanie oczyszczalni biologicznej jest również związane z nierównomiernością dobową ilości dopływających ścieków, która jest większa dla mniejszych systemów kanalizacyjnych niż dla dużych.

Średnioroczną wartość jednostkowych wskaźników zanieczyszczeń na podstawie badań własnych prowadzonych w latach 2009-2013 w trzech oczyszczalniach komunalnych o przepływie ok. 5000÷6000 m³/d (i równoważnej liczbie mieszkańców poniżej 100 000), do których dopływają ścieki kanalizacją rozdzielczą, a ilość ścieków przemysłowych nie przekraczała 10% dopływu ścieków, przedstawiono w tabeli 2 [2].

Tabela 2. Rzeczywiste parametry w ściekach dopływających do gminnych oczyszczalni komunalnych [2]

Miejscowość	Q _{śr.d} [m ³ /d]	BZT ₅ [g O ₂ /m ³]	ChZT [g O ₂ /m ³]	N _{og.} [g N _{og.} /m ³]	P _{og.} [g P _{og.} /m ³]	Zawiesina ogólna [g/m ³]
Śrem	5103	863	1590	139	14	772
Gostyń	4959	627	1332	94	16	550
Kościan	4359	628	1376	158	15	487

W bilansie projektowym, a w szczególności podczas prowadzonej eksploatacji technologicznej oczyszczalni, należy wziąć pod uwagę również ilości i jakość zanieczyszczeń z wód osadowych, czyli odcieków powstających w procesach technologicznych samej oczyszczalni. Skład odcieków oraz ich ilość, wprowadzana często w okresie kilku godzin na dobę lub kilka razy w tygodniu, w zależności od miejsca ich powstawania może w skrajnych przypadkach stanowić poważny ładunek zanieczyszczeń skumulowany, często w małej ilości ścieków.

Udział ładunków poszczególnych zanieczyszczeń z odcieków technologicznych nie jest jednakowy, dlatego nie można wprowadzać identycznego udziału procentowego poszczególnych zanieczyszczeń wtórnych, kierowanych równocześnie ze ściekami dopływającymi do oczyszczalni po ich mechanicznym oczyszczeniu do procesów biologicznych. W przypadku braku możliwości określenia miarodajnych wartości rzeczywistych (szczególnie dla nowych planowanych inwestycji), wzrost zanieczyszczeń z zawracania wód osadowych, filtratów i odcieków przyjmuje się najczęściej w granicach 0 ÷ 25% (azot i fosfor ogólny, zawiesina ogólna, BZT₅ i ChZT).

Ilość zanieczyszczeń wtórnych generowanych w oczyszczalniach ścieków ciągle zwiększa się, z powodu stosowania coraz bardziej zaawansowanych metod wysokosprawnego usuwania węgla, azotu i fosforu ze ścieków, wykorzystując w efektywnym biologicznym oczyszczaniu ścieków osad czynny. Proces jest dwufazowy. W pierwszej fazie następuje sorpcja i aglomeracja zanieczyszczeń doprowadzonych ze ściekami przez kłaczkę osadu. W drugiej fazie zachodzi bezpośrednie lub biochemiczne utlenianie tych związków, częściowa gazyfikacja do CO₂ i innych gazów oraz produkcja osadu nadmiernego. Wykorzystanie związków azotowych w procesach wzrostu mikroorganizmów osadu czynnego w reaktorach oczyszczalni ścieków nie jest pełne. Nadwyżkę azotu usuwa się ze ścieków w postaci gazowej. Bakterie osadu czynnego na końcu strefy tlenowej potrafią zgromadzić ilość polifosforanów sięgającą 25% masy komórkowej, pod warunkiem zapewnienia łatwo przyswajalnego źródła węgla dla procesu biologicznego usuwania fosforu. Maksymalna zdolność magazynowania fosforu wynosi, według badań Wentzla i innych, około 32% masy komórkowej [3]. W warunkach technicznych biologicznego oczyszczania ścieków osiąga się kumulację fosforu na poziomie od 1,5-2% do 8-9% suchej masy [4,5].

Ilość osadu nadmiernego powstającego w procesie biologicznego oczyszczania ścieków zgodnie z dobrą praktyką gospodarowania osadami ściekowymi, powinna się minimalizować, zarówno w głównych ciągach technologicznych oczyszczalni, jak również w zakresie stabilizacji i przeróbki osadów. Wysokosprawne rozwiązania w zakresie stabilizacji osadów to oprócz autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów, głównie procesy beztlenowej stabilizacji. Do podniesienia efektywności procesu beztlenowej fermentacji osadu stosuje się dezintegrację, zwiększającą nie tylko produkcję gazu, podwyższającą stopień redukcji części organicznych, ale obniżającą finalnie ilość generowanego przez oczyszczalnię ścieków osadu. Poprawiając bilans energetyczny i ekonomiczny wysokoefektywnej beztlenowej stabilizacji osadów stosuje się coraz częściej dodatkowy strumień ładunku biodegradowalnego z innych źródeł prowadząc jego kofermentację. Wszystkie kluczowe działania, które podwyższają efektywność stabilizacji osadów, zwiększają równocześnie stężenie i ładunki zanieczyszczeń zawracanych do ponownego oczyszczania łącząc się ze strumieniem ścieków dopływających do oczyszczalni. Doprowadzając w szczególności do obniżania charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń i efektywność biologicznej defosfatacji i denitryfikacji.

Stężenie, ładunki i wskaźniki zanieczyszczeń w wodach osadowych

Prowadzenie stabilizacji osadu, intensyfikacja końcowego odwadniania oraz spotykane coraz częściej rozwiązania termicznego przekształcania osadów są przyczyną niewielkiego wzrostu natężenia przepływu w granicach 1-2% związanego z wprowadzaniem coraz większego ładunku z wodami osadowymi na początek oczyszczalni ścieków. Głównie jest to duże stężenie azotu amonowego (amoniaku), powstającego w trakcie rozkładu zanieczyszczeń w procesach beztlenowych. Doświadczenia eksploatacyjne autora dowodzą, że od 30 do 70% azotu doprowadzonego do komory fermentacyjnej jest zawracane do układu

oczyszczalni. Ilość azotu odprowadzanego z odciekami może stanowić nawet 30-40% ilości porównując z ładunkiem azotu doprowadzonego ze ściekami surowymi do oczyszczalni. Amoniak do wód osadowych dostaje się w pierwszej kolejności w wyniku rozkładu białek. Ilość amoniaku w wodzie osadowej z zamkniętych komór fermentacyjnych, według własnych badań eksploatacyjnych w oczyszczalni ścieków w Śremie, osiągała stężenie od 300 do 1500 g N/m³ [2], podwyższając ładunek amoniaku w dopływie do oczyszczalni od 8 do ponad 38%. W oczyszczalni ścieków w Zabrze stężenie amoniaku wynosiło 698,3 g N/m³ ścieków [6], a jego sumaryczny udział w ładunku dopływającym do oczyszczalni wynosił 30%. Według informacji Penga i innych stężenie amoniaku w odciekach z odwadniania osadów poddawanych fermentacji metanowej wynosiło 311 +/- 34 g N/m³ [7], a w odciekach z australijskiej oczyszczalni w Brisbane według badań Fuxa i innych znajdowało się w przedziale od 943 do 1710 g N/m³ [8].

Proces recyrkulacji ładunku fosforu z wodami osadowymi po beztlenowej fermentacji do strumienia ścieków dopływających do oczyszczalni jest inny niż azotu, głównie ze względu na mechanizmy biologicznego usuwania fosforu. Niemniej ma on znaczny udział w cieczy pofermentacyjnej, a jego stężenie określone na podstawie analiz prowadzonych w oczyszczalniach ścieków mieści się w zakresie od 50 do 170 g P/m³. Według badań przeprowadzonych przez Ćwikłę i innych, stężenie fosforu w odciekach wynosi od 4,67 do 114 g P/m³ [9], w badaniach własnych autora stężenie fosforu osiągało wartości nawet powyżej 200 gP/m³ [2]. Porównując zawartości fosforu w ściekach dopływających do oczyszczalni kanalizacją i ilość dopływającą z wodami osadowymi, pochodzącymi z fermentacji beztlenowej, zawraca na początek układu oczyszczania ścieków około 15-20% ładunku fosforu doprowadzonego do oczyszczalni. W Zabrze stanowił on 15% udziału w sumarycznym ładunku dopływającym do oczyszczalni [6]. Większość fosforu z wód osadowych na podstawie doświadczeń autora, może być usuwana nawet w 40% już w osadnikach wstępnych z osadem i zawiesiną. Zawracane wody osadowe zawierają dużą ilość zawiesin, powstających z powodu ograniczonego rozdziału osadu od cieczy osadowej. Zawiesina pochodząca z wód osadowych jest trudno opadająca, ma charakter koloidalny, składa się z osadu przefermentowanego, mikroorganizmów beztlenowych (uczestniczących w procesie fermentacji), związków wapnia (CaCO₃ dodawanego na przykład w celu zalkalizowania środowiska) oraz niewielkich fragmentów rozbitego kożucha osadowego. Dlatego jej usuwanie jest efektywne po zastosowaniu procesu kondycjonowania na przykład koagulantami. Stężenie zawiesiny ogólnej w cieczy osadowej (w zależności od eksploatacyjnego obciążenia komory fermentacyjnej) zmienia się w zakresie od 800 do 1100 g/m³. Według informacji z badań Fuxa i innych stężenie zawiesiny może osiągnąć wartość od 95 do 16136 g/m³ [8], Obarska-Pempowiak i inni pokazuje, że wartość zawiesiny ogólnej może osiągać stężenie nawet 6954 g/m³ [10]. Przeważnie jednostkowy ładunek zawiesiny ogólnej w odciekach nie przekracza 10%, udziału w sumarycznym ładunku dopływającym do oczyszczalni. Badania przeprowadzone przez Boruszkę i innych stwierdziły, że wystąpienie warunków niekorzystnych może podwyższyć udział zawiesiny ogólnej w sumarycznym ładunku dopływającym do 42,7 % [11].

Kolejnym istotnym wskaźnikiem zanieczyszczeń w odciekach jest stężenie BZT₅, według badań przeprowadzonych przez Ćwikłę i innych osiąga wartość od 40 do 220 g O₂/ m³ [9], według Obarskiej-Pempowiak i innych wartość zmieniając się od 11,2 do 1078 g O₂/ m³ [10], Natomiast stężenie ChZT zmienia się według różnych informacji od 79,5 g O₂/ m³ [10] do 8493 g O₂/ m³ [9]. Jednostkowy ładunek BZT₅ i ChZT w wodach osadowych nie przekracza zazwyczaj 10% udziału w sumarycznym ładunku dopływającym do oczyszczalni, chociaż według przeprowadzonych przez Boruszkę i innych badań, w niekorzystnych warunkach przekroczone wartości odpowiednio o 26 i 31% [11]. Związki organiczne zawarte w odciekach, są mało podatne na rozkład biologiczny i nie są dobrym źródłem łatwo rozkładalnego węgla niezbędnego dla procesów biologicznego usuwania azotu i fosforu ze ścieków. Charakteryzują się dużą zawartością substancji humusowych. Swym składem są zbliżone do odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. Wskaźnik BZT₅/ChZT w odciekach wynosi od 0,14 do 0,4 [8,12]. Ocieki powodują pogorszenie proporcji węgla organicznego do azotu.

Stężenia jednostkowych wskaźników zanieczyszczeń w odciekach powstających w procesach stabilizacji tlenowej są zależne od długości prowadzenia stabilizacji. Według badań Oleszkiewicza, jakość odcieków zmienia się w zakresie: BZT₅ 9÷700 g O₂/ m³, ChZT 288÷8140 g O₂/ m³, azotu Kjeldahla 10÷400 g N/m³, fosforu ogólnego 19÷241 g P/m³ [13]. Podczas prowadzenia eksploatacji instalacji do termofitowej stabilizacji osadu stwierdzono występowanie w wodach osadowych azotu amonowego o stężeniu od 290 do 715 g N/m³, a fosforu ogólnego o stężeniu od 217 do 327 g P/m³.

Wykorzystanie w oczyszczalni ścieków do stabilizacji osadu, technologii kompostowania z materiałem strukturalnym, może być również źródłem wysokich stężeń zanieczyszczeń. Przeprowadzone przez Peplińskiego w oczyszczalni ścieków w Tczewie badania stężenia podstawowych wskaźników wykazały zmiany w zakresie: ChZT 7510÷38000 g O₂/ m³, azotu ogólnego 400÷3500 g N/m³, fosforu ogólnego 58÷114 g P/m³. Stwierdzono stężenie BZT₅ 1900 g O₂/ m³ dla równocześnie zmierzonej wartości stężenia ChZT 7510 g O₂/ m³.

Badając ocieki generowane przez instalację do stabilizacji termofitowej, zmierzono w odciekach stężenie azotu amonowego od 290 do 715 g N/m³, a fosforu ogólnego 217÷327 g P/m³ [14].

Ograniczanie ładunku zanieczyszczeń w odciekach

Sposobem ograniczania ładunku zanieczyszczeń w zawracanym w odcieku do strumienia ścieków dopływających do oczyszczalni jest właściwa kontrola dawki koagulantów i polimerów wykorzystywanych do kondycjonowania osadu. Zbyt wysokie dawki koagulantu pogarszają właściwości filtracyjne osadu i obniżają efektywność odwadniania. Nadmierna ilość stosowanego polimeru (związków trudno rozkładalnych biologicznie), które z odciekami z części osadowej trafiają na początek procesu oczyszczania, może obniżyć efektywność procesu biologicznej nityfikacji [15]. Jakość odcieku z odwadniania osadu można regulować w zakresie zawartości zawiesiny ogólnej.

Wyższe stężenie zawiesiny w wodach osadowych, to słabszy stopień odwodnienia, zgodnie z ogólnie przyjętymi zasadami bardzo dobrze odwadniany mechanicznie osad nie powinien mieć w odcieku więcej niż 300 g/m³.

Odcieki powstające w procesach beztlenowej stabilizacji charakteryzują się wysoką zasadowością. Na podwyższenie ich alkaliczności mają wpływ między innymi produkty rozkładu białek, podlegające fermentacji metanowej, na przykład alanina i glicyna, sprzyjające powstaniu znacznych ilości węglanów i kwaśnych węglanów. W celu zmniejszenia zasadowości, zawartości soli rozpuszczonych (przez wypłukiwanie koloidów oraz gazów) i substancji stałych (a tym samym ładunku BZT₅), a także zawiesin w wodach osadowych, eksploatacatorzy czasami stosują proces ich przemywania oczyszczonymi ściekami. Zawracanie takich wód może obniżać efektywność usuwania zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, odprowadzanych z oczyszczalni do środowiska naturalnego. Zwiększona ilość ładunku odprowadzanego z wodami osadowymi generuje dodatkowe koszty oczyszczania ścieków. Najbardziej efektywne jest oddzielenie cieczy osadowej i skierowanie jej nie do strumienia ścieków dopływających do oczyszczalni, lecz do dodatkowego zbiornika uśredniającego, umożliwiającego gromadzenie odcieków w celu wyrównania oraz uśrednienia jego stężeń przed połączeniem ze ściekami surowymi. Rozwiązaniem sprawdzonym w trakcie prowadzonej przez autora eksploatacji oczyszczalni było wykorzystanie, jako zbiornika wód osadowych wyłączonej z eksploatacji komory osadnika wstępnego. Kierowano do niego, oprócz wód osadowych z komory fermentacyjnej i odcieków spod prasy, również wody osadowe pochodzące z zagęszczaczy grawitacyjnych osadu nadmiernego. Pozwalało to w dużym stopniu usunąć zawiesinę i zmniejszyć stężenia jednostkowe azotu i fosforu. Innym rozwiązaniem jest zawracanie tych wód w porze nocnej, w czasie dopływu do oczyszczalni obniżonych ładunków zanieczyszczeń i stosowanie dodatkowo chemicznego strącania fosforu.

W Polsce coraz częściej analizowane są możliwości wprowadzenia w oczyszczalni dodatkowego stopnia podczyszczania odcieków, prowadzone są testy krystalizacji fosforoamonu magnezu, nazywanego popularnie struwitem, bez strącania chemicznego, poprzez oziębianie osadu stabilizowanego, beztlenowo usuwając w ten sposób związki azotu i fosforu. Istnieją pilotowe instalacje Anammox do podczyszczania odcieków, który obok procesów Sharon, Babe czy Canon jest jednym z bardziej ciekawych sposobów obniżania stężenia azotu przy ograniczonym dostępie tlenu. Proces Anammox polega na utlenianiu azotu amonowego do azotu gazowego w warunkach beztlenowych. Podstawowym czynnikiem prawidłowego przebiegu takiej reakcji jest obecność azotynów, jako ostatecznego akceptora elektronów, w związku z tym proces wymaga najpierw etapu nitryfikacji. Beztlenowe utlenianie amoniaku jest z punktu widzenia termodynamicznego bardziej korzystne niż nitryfikacja. Mikroorganizmy Anammox cechuje jednak niskie tempo wzrostu, uruchomienie takiej instalacji trwa około 6 do 12 miesięcy. Uruchomienie polega najczęściej na zaszczerpieniu 10% mikroorganizmów z istniejącej instalacji.

Podsumowanie

Główną przyczyną pobieżnego traktowania wód osadowych i odcieków, towarzyszących procesom gospodarki osadowej oczyszczalni ścieków jest niewielka znajomość zagadnienia i świadomość problemu z odciekami wśród eksploatatorów. W literaturze temat ten był jeszcze kilka lat temu traktowany marginalnie. Większość badań prowadzono w celu pogłębienia procesu biologicznego usuwania zanieczyszczeń ze ścieków, poprawienia efektywności fermentacji metanowej i wytworzenia większej ilości biogazu z osadów, otrzymując ekologiczne źródło energii niż problemowi z ładunkiem zanieczyszczeń w odciekach, który towarzyszy temu procesowi i wpływa niekorzystnie na procesy biologiczne oczyszczania ścieków.

Istnieje realna potrzeba miarodajnego określania ładunków i stężeń zanieczyszczeń zarówno w celu zidentyfikowania faktycznego obciążenia oczyszczalni ładunkiem pochodzącym ze ścieków dopływających do oczyszczalni i kierowanych z odciekami powstającymi w jej wewnętrznych procesach technologicznych.

W celu optymalizowania eksploatacyjnego działania zarówno części biologicznej jak również osadowej i wyeliminowania problemu obniżania charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń i efektywność biologicznej defosfatacji czy denitryfikacji, istnieje potrzeba wprowadzania rozwiązań ograniczających wewnętrzne zasilanie ładunkiem zanieczyszczeń pochodzących z wód osadowych, a więc przede wszystkim dokładna identyfikacja przez eksploatatorów oczyszczalni skali problemu.

Bibliografia:

1. Heidrich Z., Witkowski A., *Urządzenia do oczyszczania ścieków – projektowanie, przykłady obliczeń*, Seidel-Przywecki sp. z o.o., Warszawa 2005.
2. Klaczyński E., *Komunalne oczyszczalnie ścieków. Podstawy projektowania i eksploatacji*, Envirotech sp. z o.o., Poznań 2016.
3. Wentzel M.C., Loewenthal R.E., Ekama G.A., Marais G.v.R., *Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge system, Part 1: Enhanced luture development*, „Water South Africa” 1988, 14, s. 81-92.
4. Barnard J.L., Projektowanie oczyszczalni z osadem czynnym usuwających związki biogenne, w: *Filozofia projektowania a eksploatacja oczyszczalni ścieków*, w: Materiały seminarium szkoleniowego, LEM PROJEKT s.c., Kraków 28-29.06.2000, s. 13-59.
5. Barnard L.J., Osadniki wtórne w biologicznym usuwaniu związków biogennych, w: *Filozofia projektowania a eksploatacja oczyszczalni ścieków*, w: Materiały seminarium szkoleniowego, LEM PROJEKT s.c., Kraków 28-29.06.2000, s. 171-190.
6. Zych B., Skutki uboczne zaawansowanych metod oczyszczania ścieków, „Forum Eksploatatora” 2002, 1, s. 9-10.
7. Peng Y., Zgang L., Zhang S., Gan Y., Wu. C., Enhanced nitrogen removal from sludge dewatering liquor by simultaneous primary sludge fermentation and nitrate reduction in batch and continuous reactors, „Bioresource Technology” 2012, 104, s. 144-149.
8. Fux C., Velten S., Carozzi V, Solley D., Keller J., Efficient and stable nitrification and denitrification of ammonium-rich sludge dewatering liquor using an SBR with continuous loading, „Water Research” 2006, 40, s. 2765-2775.
9. Ćwikła J., Konieczny K., Ograniczenie ładunku biogenów na oczyszczalni poprzez oczyszczanie wód osadowych w procesie odwróconej osmozy, w *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk*, 2009, 58, s. 55-62.
10. Obarska-Pempowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Koncepcja oczyszczania odcieków o wysokich stężeniach zanieczyszczeń metodą hydrofitową, *Inżynieria Morska i Geotechnika*, 2009, 2, s. 120-124.
11. Boruszko D., Wierzbicki T.L., Charakterystyka wód nadosadowych powstających na oczyszczalniach ścieków oraz ich wpływ na pracę oczyszczalni ścieków i środowisko. Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Nowe technologie w uzdatnianiu wody, oczyszczaniu ścieków i gospodarki osadowej. Częstochowa 1997.
12. Gajewska M., i Obarska-Pempkowiak H., Wpływ zawracania odcieków z odwadniania osadów ściekowych na prace oczyszczalni ścieków, *Przemysł Chemiczny*, 2008, 87/5, s. 448-451.
13. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, red. Z. Dymaczewski, A.J. Oleszkiewicz, M.M. Sozański, PZiTS Oddział w Poznaniu i LEM s.c., Kraków-Poznań 1997.
14. Pepliński M., Wtórne uwalnianie zanieczyszczeń, *Ochrona Środowiska* 2001, 2, s. 55-58.
15. Oleszkiewicz J., Kalinowska E., *Gospodarka osadami ściekowymi. Poradnik decydenta*, LEM s.c., Kraków 1998.