

CONFERINȚA TEHNICO - ȘTIINȚIFICĂ

PERFORMANȚA ÎN SERVICIILE DE APĂ - CANAL

ASPECTE GENERALE



ExpoApa

Splaiul Independentei 202H , Sector 6, Bucuresti - Romania

Telefon: 021 316 27 87/68, Fax: 021 316 27 88/68

E-mail: info@ara.ro, cts@ara.ro, secretariat@ara.ro

Website: www.ara.ro, www.araexpoapa.ro



Conferinta
Tehnico - Stiintifica

16 - 18 Iunie 2014
CONFERINȚA TEHNICO - ȘTIINȚIFICĂ
PERFORMANȚA ÎN SERVICIILE DE APĂ - CANAL



Sponsori



Sponsor Platinum



Partneri Media

CONFERINȚA TEHNICO - ȘTIINȚIFICĂ

PERFORMANȚA ÎN SERVICIILE DE APĂ - CANAL

ASPECTE GENERALE

16 - 18 IUNIE 2014

**Palatul Parlamentului - București
România**

Editura ARA

COMITET ȘTIINȚIFIC

**Ioan Bica
Anton Anton
Sandu Marin
Alexandru Manescu
Vladimir Rojanschi
Ioan Mirel
Diana Robescu
Mihaela Vasilescu
Gabriel Racoviteanu
Constantin Ionescu
Sergiu Calos
Atanas Paskalev**

COMITET ORGANIZAȚIONAL

**Felix Stroe
Dan Robescu
Elena Manea
Sorin Perju
Melania Voinescu
Ilie Vlaicu
Dorin Ciataras
Mircea Niculescu
Mihai Chirita
Ion Toma
Eugenia Demetrescu**

Descrierea CIP a Bibliotecii Naționale a României

PERFORMANȚA ÎN SERVICIILE DE APĂ-CANAL. Conferință internațională (2014 ; București)

Conferința tehnico-științifică Performanța în serviciile de apă-canal : 16-18 iunie 2014 : Palatul Parlamentului - București, România ; coord.: Felix Stroe, Eugenia Demetrescu, Ioan Bica. - București : Editura ARA, 2014

3 vol.

ISBN 978-606-93752-0-4

Vol. 3 : Aspecte generale. - Bibliogr. - Index. - ISBN

978-606-93752-3-5

I. Stroe, Felix (coord.)

II. Demetrescu, Eugenia (coord.)

III. Bica, Ioan (coord.)

628(063)

TEHNOREDACTOR

Gusatu Viorel

Motto

Dacă folosim orice experiență ca să ne sporim cunoștințele pentru a le folosi spre binele omenirii, aceasta va produce o schimbare în noi și în lumea noastră;

cunoașterea este puterea

Francis Bacon

Responsabilitatea pentru opiniile, conținutul lucrărilor și a bibliografiei utilizate în volum aparține exclusiv autorilor.

SECȚIUNEA I

Tehnologii de epurare a apei uzate. Gestionarea nămolului

Moderatori : Prof.Dr.Ing. Gabriel Racovițeanu; Dr.Ing. Sorin Perju

SECȚIUNEA II

Tehnologii de tratare a apei potabile

Moderatori: Prof.Dr.Ing. Alexandru Mănescu; Conf.Dr. Mihaela Nicoleta Vasilescu

SECȚIUNEA III

Eficiența energetică. Echipamente

Moderatori: Prof.Dr.Ing. Lăcrămioara Diana Robescu; Prof.Dr.Ing. Constantin Florescu

SECȚIUNEA IV

Rețele urbane

Moderatori: Prof.Dr.Ing. Ioan Mirel; Conf.Dr. Florian Grigore Radulescu

SECȚIUNEA V

Management. Infrastructura urbană

Moderatori: Prof.Dr.Ing. Ioan Bica; Prof.Dr.Ing. Vladimir Rojanschi

SECȚIUNEA POSTER

Moderatori: Prof.Dr.Ing. Vladimir Rojanschi; Prof.Dr.Ing. Dan Niculae Robescu

CONȚINUT

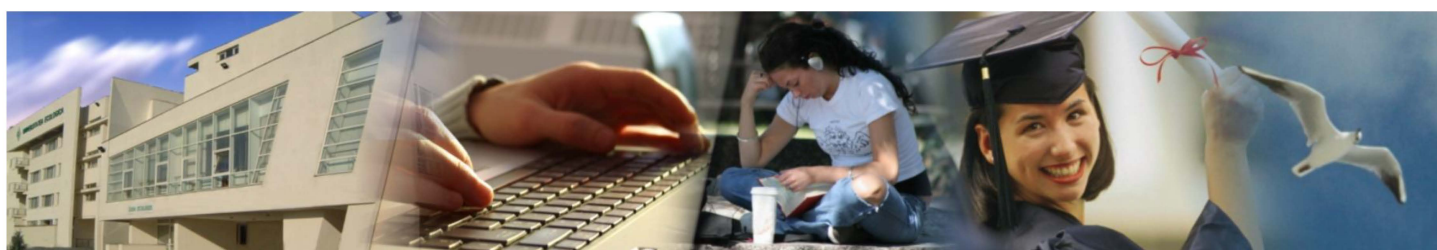
SECȚIUNEA POSTER

❖ Compararea diferitelor sisteme de dispersie a aerului prin cercetări experimentale <i>Mihai Cristian Necșoiu, Dan Niculae Robescu</i>	3
❖ Modelarea matematică a epurării în regim anaerob a apelor uzate <i>Iuliana Rogoveanu Radosavlevici, Dan Niculae Robescu</i>	14
❖ Aerarea apelor uzate din lacuri, iazuri și bazine folosind energia solară fotovoltaică <i>Sanda Budea, Irina Pincovschi</i>	25
❖ Municipal ecological waste removal study by considering physical model computations <i>Cristian Tsakiris, Vladimir Rojanschi</i>	34
❖ Aerarea - metoda de flotatie cu aer dizolvat <i>Mihai David, Neculai Pascanu</i>	42
❖ Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz <i>Dumitru Vâju, Grigore Vlad, Sorin Claudiu Ulinici, Mihaela Hetvary, Gabriela Băisan, Varvari Sever</i>	46
❖ The quality of drinking water in the water supply network of Satu Mare city <i>Dănuțiu Stegorean, Thomas Dippong, Daniela Solomonean, Oana Arieșan, Ivan Pauliuc</i>	61
❖ Tehnologie pentru apa de ploaie - acoperișul verde <i>Ancuța Elena Nichifor, Ionuț Dobrogeanu, Adrian Gasman</i>	72
❖ Elaborarea tehnologiei de pre-epurare a unor ape reziduale din industria textilă. Studiu de caz <i>Mircea Crăciun, Daniela Ignat, Dumitru Vâju, Vasile Ciuban</i>	77
❖ Soluții SCADA pentru gestionarea eficientă a sistemelor de alimentare cu apă <i>Florin Rotaru</i>	87
❖ Producing fuels from wastewater treatment <i>Elena Manea, Lăcrămioara Diana Robescu</i>	97
❖ Combinând procesul de oxidare avansat cu tratament biologic pentru a reduce costurile și de a crește eficiența în epurare a apelor reziduale <i>Amira Valentina Gogoanță, Dan Aureliu Sbarcea, Dan Niculae Robescu</i>	108

❖ Amprenta de apă la stația de tratare a apei municipale <i>Sabina Elena Gheorghe, Ana-Maria Ghituica</i>	115
❖ Posibilități de degradare avansată a micropoluantilor organici din efluenți urbani <i>Cristiana Cosma, Lucian Constantin, Ines Nitoi, Jana Petre, Vasile Iancu</i>	122
❖ Mediul de dezvoltare IGSS pentru aplicații SCADA. Particularizare pentru stațiile de epurare ape uzate <i>Janel Arhip, Dan Stănescu</i>	130
❖ Aspecte privind monitorizarea și transportul de poluanți în apele de suprafață <i>Andreea Mănescu, Mihail Luca, Marinela Neculau</i>	140
❖ Concepte privind sanitația în mediul rural, aplicate la condițiile specifice României <i>Mihaela Vasilescu, Florian Grigore Rădulescu, Giuliano Tevi, Vladimir Rojanschi</i>	148
❖ Study on the operation of a treatment plant that is treating the waste waters resulting from electroplating processes <i>Emil Gligor, George Lucian Ionescu, Cristina Hora, Florin Dan</i>	156
❖ Implementarea și certificarea sistemului de management de mediu conform ISO 14001:2004 <i>Daniela Simona Moldovan, Ungureanu V., Sergiu Rusu, Pînzaru V.P.</i>	163
❖ Energy efficiency of the sludge anaerobic digesters in the wastewater treatment plants <i>Doru Lucian Manea, Dan Niculae Robescu</i>	174
❖ From wastewater treatment to energy <i>Radu Kuncser, Maria Paraschiv, Mohand Tazerout</i>	180

INDEX DE AUTORI	187
------------------------	-----

UNIVERSITATEA ECOLOGICĂ *din* BUCUREȘTI



24 DE ANI
DE LA ÎNFIINȚARE
1990 - 2014

de învățământ universitar particular în România
de învățământ universitar Ecologic în România
de curaj, profesionalism, perseverență

Accreditată prin Legea nr. 282/2003 publicată în Monitorul Oficial al României nr. 460/28 iunie 2003

Bd. Vasile Milea nr.1G, Sector 6, 061341, București

Telefon 021 316.7932 | Fax 021 316.6337

contact@ueb.ro



STUDII UNIVERSITARE DE LICENȚĂ



Facultatea de Drept și Științe Administrative

Dreptul la mediu, dreptul la viață!

Specializări:

- Drept;
- Administrație publică.

Forme de învățământ:

zi, frecvență redusă și la distanță.



Facultatea de Științe Economice

Nici o decizie împotriva mediului!

Specializări:

- Finanțe și Bănci;
- Administrarea afacerilor.

Forme de învățământ:

zi, frecvență redusă și la distanță.



Facultatea de Ecologie și Protecția Mediului

Oameni curați, într-un mediu curat!

Specializări:

- Ecologie și protecția mediului;

Forme de învățământ:

zi.



Facultatea de Inginerie Managerială și a Mediului

Construim, dar protejăm mediul!

Specializări:

- Inginerie economică industrială;
- Ingineria mediului.

Forme de învățământ:

zi.



Facultatea de Științe Comunicării

Comunicăm, cunoaștem, protejăm, dezvoltăm!

Specializări:

- Comunicare și relații publice.

Forme de învățământ:

zi.



Facultatea de Educație Fizică și Sport

Corp sănătos, într-un mediu sănătos!

Specializări:

- Educație fizică și sportivă;
- Kinetoterapie și motricitate specială.

Forme de învățământ:

zi.



Facultatea de Psihologie

Gânduri curate, pentru o lume curată!

Specializări:

- Psihologie.

Forme de învățământ:

zi.

SECȚIUNEA POSTER

Compararea diferitelor sisteme de dispersie a aerului prin cercetări experimentale

Mihai Cristian Necșoiu* and Dan Niculae Robescu**

* Ph. D Student, Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei, 060042, Bucharest Romania (E-mail: mihainecsoiu@yahoo.com)

** Professor of Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei, 060042, Bucharest Romania

Abstract

This paper represents a contribution of biological wastewater treatment processes of leachate from the municipal landfills, being focused on the study of the aeration process of biological anaerobic bioreactors in the leachate treatment plant. The aim is to identify optimal solutions, constructive, for aerobic bioreactors, in view of obtaining the maximum efficiency by identifying the best air dispersion systems. Experimental researches were carried out on an experimental plant and have aimed to determine the variation of dissolved oxygen concentration, for different operating conditions and various aeration systems (perforated pipes and radial porous diffusers). There were several sets of experimental determinations for two different values of instilled air flow rate into the basins 1,2 m³/h and 2,4 m³/h. The measurements of dissolved oxygen concentration were made with a higher frequency, about 15 ... 20 seconds into the first period of reaeration because of the rapid changes taking place in concentration due to the large deficit from saturation. The obtained data were processed, and were calculated the global mass transfer coefficients. There is an increase in the values of these coefficients and hence the oxygenation ability of the equipments in terms of higher instilled air flow rate, a situation confirmed by the literature. The variation of oxygen concentration obtained from experimental researches, shows that the use of air dispersion system consisting of radial porous diffusers is more effective.

Keywords

Dispersion system, oxygen capacity, perforated pipes, radial porous diffusers

1. METODOLOGIA DE TESTARE A ECHIPAMENTELOR DE OXIGENARE

Compararea din punct de vedere tehnico-economic a diferitelor echipamente de oxigenare poate fi realizată cu ajutorul unei metodologii unitare de testare care să asigure reproductibilitatea datelor [1]. În literatura de specialitate se descriu mai multe metode de testare ale capacității de oxigenare, unele folosind regimul de lucru staționar al echipamentului de aerare ca reprezentativ, altele regimul nestaționar.

În regim staționar, sistemul de aerare funcționează în condiții normale ale epurării biologice (deci în prezența microorganismelor din nămolul activ), consumul de oxigen fiind măsurat prin diferența dintre concentrația oxigenului în volumul de aer introdus în bazin și concentrația oxigenului în gazul care pleacă din bazin [2]. Metoda este greu aplicabilă datorită dificultăților de captare a gazului efluent.

Cele mai des utilizate metode pentru caracterizarea sistemelor de aerare sunt cele în regim nestaționar, având la bază ca termen de referință variația proprietăților mediului apos în timp [3]. Ca mediu lichid poate fi utilizat, fie mediul bioactiv (levigat și nămol activ), fie un mediu inactiv biologic.

În primul caz, testarea se efectuează asupra mediului efectiv de lucru al sistemului de aerare, consumul de oxigen este cel real, metoda este dezavantajoasă pentru compararea diferitelor sisteme de aerare, datorită unor incertitudini (determinarea imprecisă a punctului de zero și a concentrației la saturație).

În al doilea caz, lucrând în mediu inactiv din punct de vedere biologic, metoda are avantajul de a capta valorile numerice ale capacităților de oxigenare ale diferitelor sisteme de aerare, știind chiar că aceste valori nu au neapărat o semnificație reală în condiții bioactive, dar având certitudinea reproductibilității acestora. Ca mediu acceptor de oxigen poate fi folosită o soluție reductoare (soluție de sulfat de sodiu în prezența ionilor de cobalt sau cupru drept catalizator), fie apă curată. Prin folosirea ca mediu acceptor a soluției de sulfat de sodiu exprimarea rezultatelor va fi mai simplă, viteza de absorbție a oxigenului fiind practic constantă în timp, concentrația în oxigen a apei acceptoare fiind constant nulă [4]. Dezavantajul metodei constă în faptul că reacția între oxigen și sulfatul de sodiu poate fi mai lentă în anumite condiții (temperatură scăzută) decât absorbția oxigenului, chiar în prezența unor cantități mai mari de catalizator. O nouă metodă folosită îndeosebi la sistemele de oxigenare cu bule fine, constă în dispersarea în masa de apă a azotului gaz, care prin reacția cu oxigenul din apă conduce la o apă cu deficit mare de oxigen.

Metoda determinării capacității de oxigenare a sistemelor de aerare în apă curată elimină acest dezavantaj, introducând în schimb un inconvenient principal, bazat pe faptul că viteza de oxigenare variază odată cu creșterea concentrației de oxigen, ceea ce poate duce la interpretări greșite. Metoda regimului tranzitoriu a fost adoptată ca tehnică de testare standardizată și permite, dacă i se cunosc limitele, compararea cantitativă a diferitelor tipuri de echipamente de oxigenare, deoarece în aceste condiții conduce la rezultate reproductibile. Limitele metodei provin din ipotezele teoretice făcute care stau la baza procedurii de testare; metoda este aplicabilă acolo unde condițiile de amestecare și de oxigenare sunt uniforme în întreg volumul de apă din bazin. Dacă acestea nu sunt uniforme atunci rezultatele sunt eronate într-un grad dependent de neuniformitatea distribuțiilor de viteze și de concentrație.

Succesiunea fazelor în perioada testării echipamentelor de oxigenare se prezintă în cele ce urmează:

1. Se curăță bazinul de testare cu atenție de toate impuritățile, în special de cele de natură minerală și organică consumatoare de oxigen și se introduce apă curată cu exigența de potabilitate.

2. Se amplasează furtunurile pentru recoltarea probelor în planul apoteomei spre latura bazinului de aerare, la o distanță de echipamentul de oxigenare.

3. Se verifică posibilitatea echipamentului de oxigenare, la testarea acestuia într-un bazin nou, de a amesteca și omogeniza întregul conținut din cuvă. Pentru aprecierea calitativă a intensității procesului de amestecare se urmărește modul de variație a concentrației oxigenului dizolvat în timp; astfel, trebuie ca oxigenul dizolvat să crească de la 10% la 80% față de saturație într-o perioadă de 10.....30 minute, [5, 6].

4. Se stabilește regimul funcțional de testare a echipamentului de oxigenare și se lasă acesta să funcționeze circa două ore pentru ca apa din bazin să fie saturată cu oxigen și bine omogenizată. Se recoltează probe de apă din bazin și se determină concentrația oxigenului dizolvat în masa de apă – proba martor. Față de această valoare se calculează, prin relații stoichiometrice, cantitatea necesară de sulfat de sodiu pentru dezoxigenarea completă a apei. Aceasta se majorează cu circa 10...50% [3] și se prepară soluția concentrată care se va introduce în bazin.

5. În timpul funcționării echipamentului de oxigenare se recoltează probe sau se determină direct concentrația oxigenului dizolvat cu analizoare automate la un interval de 30...60 secunde. La început, în zona concentrațiilor reduse se iau probe mai dese, iar în apropierea concentrației la saturație, la intervale mai mari de timp.

6. Se determină valorile deficitului de oxigen $D_t = C_s - C_t$, unde C_t reprezintă concentrația măsurată la diferite momente de timp t . Se reprezintă valorile deficitului de oxigen în raport cu timpul în coordonate semilogaritmice $\ln D_t = f(t)$. Panta acestei drepte, curbă liniarizată în sistemul de coordonate semilogaritmice, este proporțională cu valoarea coeficientului de transfer de masă K_{La} .

Pentru a reduce posibilitatea apariției erorilor, în special prin considerarea valorilor de capăt ale dreptei $\ln D_t = f(t)$, se ia în calcul numai variația deficitului în gama 20...80% din valoarea concentrației la saturație.

Se determină valori pentru coeficientul de transfer de masă corespunzătoare celor două puncte de recoltare a probelor. Pentru calculul capacității de oxigenare se folosește valoarea $K_{La,m}$ determinată ca o medie aritmetică a celor doi coeficienți de transfer de masă sau ca o medie ponderată în funcție de intensitatea mișcării induse în zona de prelevare a probelor.

7. Debitul de lichid vehiculat de echipamentul de oxigenare se determină prin explorarea câmpului de viteze din zona de aspirație a utiliajului.

2. TESTAREA ȘI COMPARAREA SISTEMELOR DE AERARE

Testarea echipamentelor de oxigenare s-a realizat prin metoda regimului tranzitoriu la variația concentrației oxigenului dizolvat în masa de apă, metoda descrisă detaliat în paragraful 1. Principiul este foarte simplu și constă în măsurarea vitezei de oxigenare a apei curate începând cu un conținut nul de oxigen a acestuia până se ajunge la saturație. Îndepărtarea oxigenului din masa de apă uzată s-a realizat prin adăugarea în exces a sulfitului de sodiu în prezența ionilor de cobalt. Excesul de sulfit de sodiu, maximum 10 – 20%, se va consuma prin introducerea unei cantități de oxigen, considerând drept moment inițial al determinărilor, momentul premurgător apariției primei cantități de oxigen dizolvat nereținut de sulfitul de sodiu.

Au fost realizate mai multe seturi de determinări experimentale, pentru două valori diferite ale debitului de aer insuflat în bazine: $Q_{aer} = 1,2 \text{ m}^3/\text{h}$ și $Q_{aer} = 2,4 \text{ m}^3/\text{h}$. Cu ajutorul debitmetrelor de aer montate pe circuitele de alimentare al sistemelor de dispersie s-a stabilit o valoare constantă a debitului de aer insuflat și pe parcursul determinărilor s-a urmărit menținerea acestui debit la valoarea impusă.

Punctele de măsură ale oxigenului dizolvat au fost stabilite ținând cont de modul de amplasare al punctelor reprezentative de măsură pentru sisteme de aerare cu dispozitive de dispersie. Primul sensor a fost amplasat în central bazinului, la o înălțime de radier de 0,4 m iar cel de-al doilea la 0,4 m în vecinătatea colțului drept spate al bazinului.

Tabelul 1. Set de rezultate obținute în urma experimentărilor ($Q_{aer} = 1,2 \text{ m}^3/\text{h}$)

Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2	Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2
	(minute)	(mg/l)	(mg/l)		(minute)	(mg/l)	(mg/l)
1	0	0	0	38	23,55	4,00	7,94
2	0,05	0,12	0,14	39	24,35	4,08	8,00
3	0,25	0,32	0,29	40	25,25	4,17	8,07
4	0,59	0,72	0,79	41	26,48	4,31	8,19
5	1,10	0,78	0,95	42	27,20	4,37	8,23
6	1,32	0,86	1,20	43	28,00	4,43	8,28
7	1,53	0,94	1,45	44	29,10	4,55	8,35
8	2,17	1,02	1,75	45	30,20	4,66	8,41
9	2,29	1,06	1,88	46	31,55	4,81	8,49

Conferința Tehnico-Științifică
Performanța în serviciile de apă-canal

10	2,55	1,15	2,17	47	32,40	4,88	8,53
11	3,41	1,30	2,65	48	33,20	4,93	8,55
12	4,05	1,38	2,89	49	34,10	4,99	8,59
13	4,34	1,46	3,17	50	35,35	5,10	8,64
14	5,01	1,54	3,42	51	36,20	5,16	8,66
15	5,35	1,64	3,71	52	38,05	5,28	8,72
16	5,51	1,69	3,83	53	39,50	5,42	8,75
17	6,33	1,81	4,18	54	40,45	5,48	8,77
18	6,45	1,83	4,25	55	41,45	5,54	8,79
19	7,30	1,94	4,58	56	44,55	5,74	8,84
20	8,03	2,03	4,79	57	46,10	5,81	8,86
21	8,41	2,13	5,03	58	47,00	5,86	8,87
22	9,20	2,23	5,27	59	49,10	5,98	8,90
23	10,05	2,34	5,54	60	53,50	6,22	8,95
24	11,00	2,47	5,81	61	55,05	6,27	8,96
25	11,40	2,56	5,99	62	58,40	6,43	8,98
26	12,10	2,62	6,11	63	60,25	6,50	8,99
27	13,15	2,78	6,38	64	63,10	6,60	9,01
28	14,05	2,89	6,56	65	70,25	6,88	9,06
29	14,56	2,99	6,75	66	72,50	6,98	9,07
30	15,40	3,10	6,89	67	75,50	7,06	9,07
31	16,15	3,17	6,99	68	84,05	7,26	9,12
32	17,05	3,26	7,13	69	93,00	7,45	9,15
33	18,10	3,39	7,30	70	98,00	7,53	9,16
34	19,35	3,55	7,49	71	107,00	7,69	9,19
35	19,55	3,59	7,54	72	110,00	7,78	9,20
36	20,55	3,70	7,65	73	120,00	7,98	9,20
37	22,05	3,82	7,78	74	140,00	8,21	9,22

În tabelul 1 sunt prezentate valorile măsurate pentru un debit de aer de 1,2 m³/h, utilizând pentru primul compartiment un sistem de dispersie format din două conducte perforate, și doi difuzori poroși radiali, în cel de-al doilea compartiment, poziționarea punctelor de măsură fiind în centrul bazinelor la o înălțime de 0,4m.

Astfel, capacitatea de oxigenare determinată în punctele stabilite este acoperitoare, ca valoare, pentru întregul bazin de testare. Regimul hidraulic din bazin influențează puternic aceste determinări, motiv pentru care înainte de a începe dezoxigenarea, instalația a fost lăsată să opereze 3 ore, timp suficient pentru a se ajunge la un regim hidraulic permanent de mișcare..

Pentru a se putea realiza o comparație cât mai bună între cele două sisteme de aerare (conducte perforate și difuzori poroși radiali) s-a reprezentat variația concentrației de oxigen dizolvat pentru cele două bazine (figura 1). Se observă o creștere mult mai rapidă a concentrației în cazul bazinului doi, justificarea acestei creșteri este datorată în primul rând sistemului cu care se realizează dispersia aerului în masa de apă (difuzori poroși radiali), iar în cel de-al doilea rând masa de apă influentă în bazinul doi are o concentrație de oxigen dizolvat mai mare, deoarece aceasta este efluentul primului bazin de aerare.

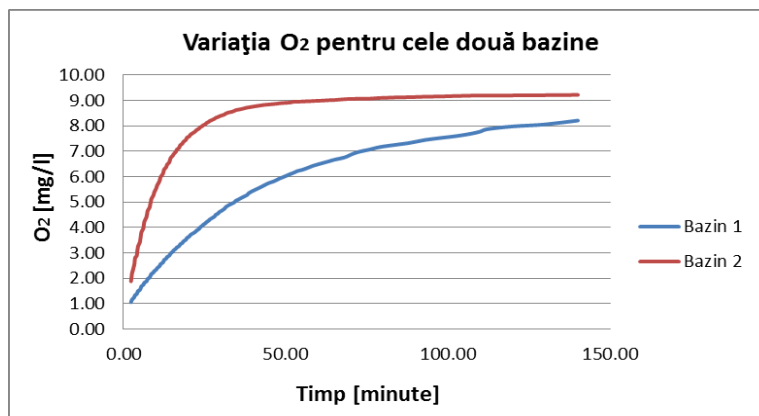


Figura 1. Variația concentrației de oxigen dizolvat în timp din cele două bazine la un debit de aer insuflat de 1,2 m³/h, în primul punct de măsură (centru, H=0,4 m)

Tabelul 2. Set de rezultate obținute în urma experimentărilor ($Q_{aer} = 2,4 \text{ m}^3/\text{h}$)

Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2	Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2
	(minute)	(mg/l)	(mg/l)		(minute)	(mg/l)	(mg/l)
1	0	0	0	40	14,30	3,88	7,77
2	0,55	0,46	0,55	41	15,00	3,97	7,84
3	1,2	0,54	0,78	42	15,30	4,06	7,91
4	1,4	0,62	0,99	43	16,00	4,15	7,98
5	1,55	0,69	1,19	44	16,30	4,23	8,04
6	2,15	0,78	1,49	45	17,00	4,32	8,11
7	2,35	0,89	1,80	46	17,45	4,45	8,18
8	2,55	0,99	2,12	47	18,30	4,57	8,25
9	3,10	1,05	2,35	48	19,10	4,68	8,31
10	3,25	1,12	2,61	49	19,50	4,78	8,36
11	3,40	1,20	2,82	50	20,30	4,87	8,39
12	4,00	1,30	3,12	51	21,10	4,96	8,43
13	4,15	1,37	3,34	52	22,00	5,08	8,47
14	4,30	1,45	3,57	53	23,00	5,22	8,53
15	4,45	1,52	3,78	54	24,00	5,34	8,57
16	5,00	1,59	3,96	55	25,00	5,46	8,62
17	5,15	1,66	4,16	56	26,30	5,62	8,65
18	5,30	1,73	4,33	57	28,00	5,77	8,70
19	5,45	1,82	4,51	58	30,00	5,96	8,74
20	6,00	1,88	4,68	59	32,10	6,15	8,77
21	6,20	1,99	4,92	60	34,15	6,31	8,81
22	6,55	2,13	5,26	61	36,30	6,47	8,83
23	7,15	2,22	5,47	62	39,00	6,63	8,86
24	7,40	2,31	5,68	63	42,00	6,80	8,87
25	8,00	2,40	5,84	64	45,30	6,97	8,90
26	8,20	2,50	5,97	65	49,00	7,11	8,91
27	8,45	2,61	6,18	66	54,00	7,28	8,93
28	9,05	2,68	6,30	67	59,30	7,43	8,95

29	9,30	2,79	6,48	68	65,00	7,54	8,98
30	9,50	2,87	6,60	69	70,00	7,63	8,99
31	10,15	2,97	6,75	70	75,00	7,70	9,01
32	10,35	3,03	6,85	71	80,00	7,77	9,02
33	11,00	3,14	6,99	72	85,00	7,83	9,02
34	11,30	3,25	7,13	73	90,00	7,91	9,03
35	12,00	3,36	7,26	74	95,00	7,97	9,03
36	12,25	3,45	7,36	75	100,00	8,02	9,03
37	12,50	3,55	7,45	76	105,00	8,06	9,04
38	13,20	3,65	7,56	77	110,00	8,11	9,04
39	14,00	3,78	7,68				

În tabelul 2. sunt prezentate valorile măsurate pentru un debit de aer de $2,4 \text{ m}^3/\text{h}$, utilizând pentru primul compartiment un sistem de dispersie format din două conducte perforate, și doi difuzori poroși radiali în cel de-al doilea compartiment, poziționarea punctelor de măsură fiind în centrul bazinelor la o înălțime de $0,4 \text{ m}$ față de radier.

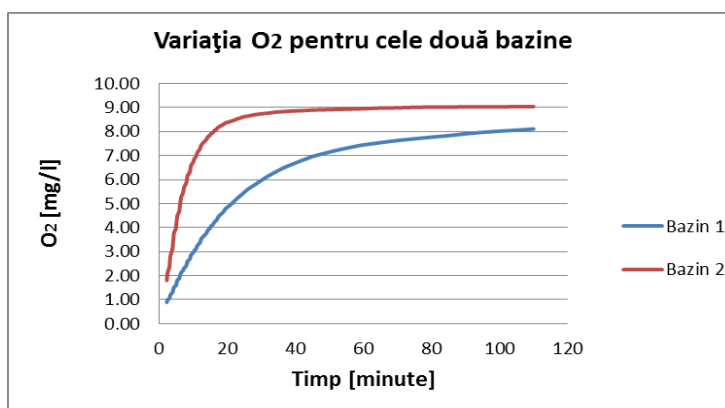


Figura 2. Variația concentrației de oxigen dizolvat în timp din cele două bazine la un debit de aer insuflat de $2,4 \text{ m}^3/\text{h}$, în primul punct de măsură (centru, $H=0,4 \text{ m}$)

Deși s-a dublat debitul de aer insuflat se observă că în cazul utilizării sistemului format din conducte perforate, pentru a se atinge o valoare de 80% din valoarea concentrației la saturație este necesar ca aerarea să se realizeze pe o perioadă destul de mare, de aproximativ 100 de minute, ceea ce implică și un consum mult mai mare de energie utilizată de aceste sisteme de aerare, comparativ cu sistemul format din difuzori poroși radiali (figura 2).

Tabelul 3. prezintă valorile măsurate pentru un debit de aer de $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$, utilizând pentru primul compartiment un sistem de dispersie format din conducte perforate și doi difuzori poroși radiali în cel de-al doilea compartiment, poziționarea punctelor de măsură fiind în apropierea colțului dreapta spate, la o înălțime de $0,4 \text{ m}$ față de radier.

Conferința Tehnico-Științifică
Performanța în serviciile de apă-canal

Tabelul 3. Set de rezultate obținute în urma experimentărilor ($Q_{aer} = 1,2 \text{ m}^3/\text{h}$)

Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2	Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2
	(minute)	(mg/l)	(mg/l)		(minute)	(mg/l)	(mg/l)
1	0	0	0	36	23,50	4,01	7,90
2	0,07	0,13	0,12	37	24,36	4,07	8,00
3	0,24	0,28	0,27	38	25,30	4,15	8,05
4	0,55	0,67	0,75	39	26,50	4,30	8,17
5	1,10	0,79	0,91	40	27,22	4,36	8,21
6	1,34	0,87	1,18	41	28,00	4,43	8,27
7	2,15	1,01	1,70	42	29,10	4,54	8,34
8	2,31	1,07	1,86	43	30,20	4,64	8,40
9	2,54	1,18	2,20	44	31,50	4,82	8,50
10	3,42	1,28	2,61	45	32,44	4,89	8,53
11	4,01	1,39	2,88	46	33,25	4,93	8,56
12	4,35	1,47	3,21	47	34,15	4,99	8,58
13	5,00	1,53	3,40	48	35,37	5,12	8,63
14	5,35	1,64	3,68	49	36,23	5,17	8,66
15	5,50	1,68	3,82	50	38,10	5,27	8,73
16	6,30	1,82	4,21	51	39,54	5,43	8,76
17	7,25	1,93	4,55	52	40,48	5,47	8,77
18	8,01	2,04	4,75	53	41,45	5,52	8,78
19	8,40	2,11	5,09	54	44,50	5,73	8,83
20	9,22	2,21	5,24	55	46,15	5,80	8,86
21	10,10	2,32	5,50	56	47,00	5,85	8,88
22	11,00	2,46	5,86	57	49,00	5,99	8,90
23	11,38	2,54	5,97	58	53,55	6,21	8,94
24	12,50	2,61	6,13	59	55,10	6,25	8,96
25	13,13	2,76	6,41	60	58,45	6,44	8,98
26	14,05	2,88	6,56	61	60,30	6,48	8,99
27	14,50	2,98	6,73	62	63,40	6,61	9,01
28	15,42	3,11	6,89	63	72,50	6,99	9,05
29	16,10	3,18	6,98	64	75,50	7,10	9,07
30	17,10	3,27	7,12	65	84,05	7,25	9,11
31	18,10	3,37	7,30	66	93,00	7,43	9,15
32	19,30	3,53	7,48	67	98,00	7,54	9,16
33	19,50	3,57	7,53	68	110,00	7,79	9,18
34	20,50	3,71	7,63	69	120,00	7,94	9,19
35	22,00	3,81	7,79	70	140,00	8,15	9,20

Se observă (figura 3) că în compartimentul doi unde aerarea se realizează cu sistemul de dispersie, format din difuzori poroși radiali, are loc o creștere a concentrație de oxigen dizolvat mult mai rapidă în raport cu creșterea concentrației din primul compartiment, unde s-a utilizat pentru aerare un sistem format din conducte perforate.

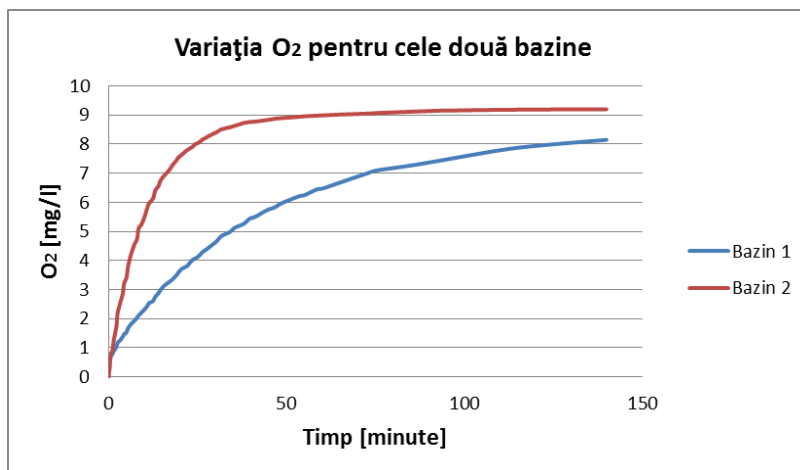


Figura 3. Variația concentrației de oxigen dizolvat în timp din cele două bazine la un debit de aer insuflat de $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$, în punctul doi de măsură (colț, $H=0,4 \text{ m}$)

În tabelul 4. sunt prezentate valorile măsurate pentru un debit de aer de $2,4 \text{ m}^3/\text{h}$, utilizând pentru primul compartiment un sistem de dispersie format din două conducte perforate, și doi difuzori poroși radiali în cel de-al doilea compartiment, poziționarea punctelor de măsură fiind în apropierea colțului dreapta spate, la o înălțime de $0,4 \text{ m}$ față de radier.

Tabelul 4. Set de rezultate obținute în urma experimentărilor ($Q_{\text{aer}} = 2,4 \text{ m}^3$)

Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2	Nr. Crt.	Timp	O2 Comp. 1	O2 Comp. 2
	(minute)	(mg/l)	(mg/l)		(minute)	(mg/l)	(mg/l)
1	0,00	1,92	1,92	28	13,30	5,33	8,13
2	0,40	2,05	1,98	29	14,10	5,42	8,24
3	1,05	2,39	2,09	30	15,00	5,59	8,36
4	1,30	2,80	2,25	31	15,50	5,68	8,46
5	1,55	2,92	2,52	32	16,55	5,85	8,57
6	2,20	2,98	2,87	33	17,30	5,90	8,62
7	2,45	3,11	3,21	34	18,20	5,96	8,68
8	3,05	3,17	3,49	35	19,00	6,01	8,73
9	3,30	3,26	3,85	36	19,50	6,21	8,78
10	3,55	3,35	4,19	37	20,45	6,38	8,82
11	4,20	3,42	4,49	38	22,05	6,46	8,89
12	4,55	3,51	4,91	39	23,20	6,51	8,93
13	5,20	3,58	5,14	40	24,10	6,58	8,96
14	5,50	3,76	5,50	41	25,00	6,66	8,98
15	6,20	4,07	5,80	42	26,10	6,78	9,00
16	6,50	4,17	6,07	43	27,30	6,92	9,02
17	7,25	4,23	6,35	44	29,00	7,01	9,04
18	8,00	4,30	6,62	45	30,30	7,09	9,05
19	8,30	4,37	6,82	46	32,00	7,17	9,07
20	9,05	4,54	7,03	47	34,00	7,32	9,08
21	9,35	4,77	7,20	48	36,00	7,49	9,10
22	10,10	4,84	7,38	49	38,30	7,62	9,10

23	10,40	4,89	7,53	50	41,00	7,74	9,11
24	11,05	5,02	7,63	51	45,00	7,91	9,12
25	11,45	5,10	7,79	52	48,00	8,01	9,13
26	12,15	5,18	7,90	53	50,00	8,07	9,13
27	12,55	5,26	8,03	54	53,00	8,12	9,14

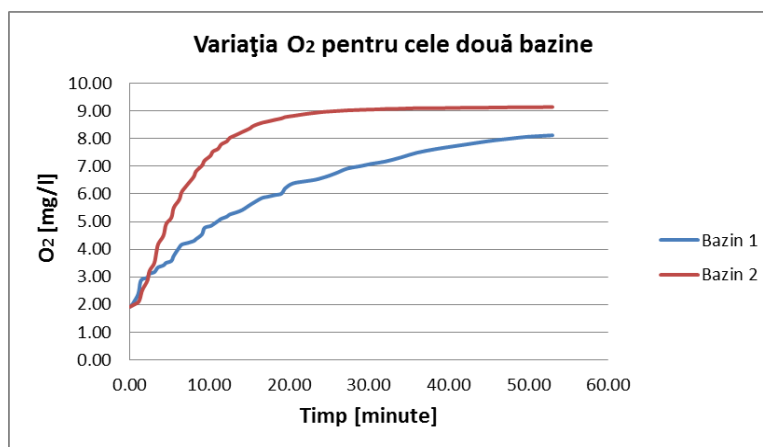


Figura 4. Variația concentrației de oxigen dizolvat în timp din cele două bazine la un debit de aer insuflat de 2,4 m³/h, în punctul doi de măsură (colț, H=0,4 m)

Deși s-a dublat debitul de aer, se observă că pentru cele două sisteme de dispersie utilizate în acest caz (conducta perforată în primul bazin și difuzorii poroși radiali în bazinul doi), sistemul din primul bazin nu poate asigura o concentrație de oxigen de 0,8 din valoarea concentrației la saturație a oxigenului dizolvat din apă în intervalul 10-30 de minute (figura 4). În cazul sistemului de dispersie din bazinul doi, această valoare se atinge mult mai rapid, aproximativ jumătate din intervalul specificat în literatura de specialitate.

3. DETERMINAREA CAPACITĂȚII DE OXIGENARE

Pentru o evaluare corectă a performanțelor sistemului de aerare este necesară determinarea coeficientului global de transfer de masă, acesta putând fi apreciat ca fiind egal cu panta dreptei la curba de concentrație pentru intervalul 0,2 – 0,8 din concentrația la saturație.

Se poate considera viteza de transfer a oxigenului în apă ca fiind proporțională cu forța motoare a procesului:

$$\frac{dC}{dt} = v_0 = K_{La} \cdot (C_s - C) \quad (1)$$

unde C – concentrația oxigenului în apă la un moment dat; C_s – concentrația la saturație a oxigenului în apă; K_{La} – constantă de viteză (coeficient de transfer al oxigenului din aer în apă); v_0 – viteza de oxigenare sau de transfer a oxigenului din aer în apă, exprimată ca derivata concentrației oxigenului în raport cu timpul. Constanta de viteză este singura mărime ce include parametrii funcționali ai aeratorului, deci pe baza acestuia va putea fi apreciată puterea de oxigenare a sistemului de aerare. Ea se poate exprima fie ca panta dreptei reprezentată de funcția $v_0 = K_{La} \cdot (C_s - C)$ sau $v_0 = K_{La} \cdot D$, unde D este deficitul de oxigen față de saturație, fie prin calcularea matematică a relației 1, folosind metoda regresiei liniare sau neliniare.

Dacă în ecuația (1) sunt înlocuite, după separarea variabilelor, derivatele parțiale cu diferențialele respective se ajunge la o relație de forma:

$$\frac{Dc}{C_s - C} = K_{La} \cdot dt \quad (2.)$$

Prin integrare rezultă:

$$K_{La} = \frac{\ln(C_s - C_1) - \ln(C_s - C_2)}{t_2 - t_1} \quad (3.)$$

sau utilizând notațiile:

$$\begin{aligned} C_s - C_1 &= D_1 - \text{deficitul de oxigen față de saturație la momentul } t_1; \\ C_s - C_2 &= D_2 - \text{deficitul de oxigen față de saturație la momentul } t_2; \\ K_{La} &= \frac{\ln D_1 - \ln D_2}{t_2 - t_1} \end{aligned} \quad (4.)$$

Analizând relația (4) rezultă că la limită, când $t_2 \rightarrow t_1$ coeficientul de transfer a oxigenului din aer în apă K_{La} este derivata funcției $\ln D = f(t)$. Pe porțiunea cuprinsă între ordonatele $\ln D_1 = \ln(0,2 C_s)$ și $\ln D_2 = \ln(0,8 C_s)$ aceasta prezintă o liniaritate acceptabilă, justificându-se caracterizarea funcției pe acest interval printr-o pantă constantă dată de relația (4).

Pentru toate seturile de date experimentale obținute în condiții diferite de debit de aer insuflat au fost determinați coeficienții medii de transfer de masă. Rezultatele sunt prezentate în tabelele 5 și 6.

Tabelul 5. Rezultatele obținute pentru conducta perforată din primul compartiment.

Qaer	KLa1	KLa2	KLamed	C.O.
m ³ /h	(h-1)	(h-1)	(h-1)	[kgO ₂ /h]
1,2	0,026274	0,02591	0,026092	0,14659
2,4	0,034657	0,039921	0,037289	0,20949

Pentru coeficientul mediu de transfer de masă obținut în cazul sistemului de dispersie format din conducte perforate s-au obținut valori reduse, deci performanțe foarte mici ale sistemului de aerare testat.

Tabelul 6. Rezultatele obținute pentru difuzori poroși radiali din compartimentul doi.

Qaer	KLa1	KLa2	KLamed	C.O.
m ³ /h	(h-1)	(h-1)	(h-1)	[kgO ₂ /h]
1,2	0,09902	0,103369	0,1011945	0,56852
2,4	0,095801	0,121242	0,1085215	0,60968

În cazul sistemului de dispersie format din difuzori poroși radiali coeficientul mediu de transfer de masă obținut pentru un debit de aer insuflat de 1,2 m³/h are valori foarte apropiate de cel determinat la un debit de 2,4 m³/h. Aceasta se poate traduce în primul rând printr-o reducere semnificativă a consumului de energie necesar aerării, deoarece acest sistem permite obținerea unor performanțe de oxigenare comparabile, dar cu un debit de aer redus.

4. CONCLUZII

Testele experimentale au fost efectuate pe instalația din Laboratorul de Transport Fluide Polifazate și Depoluare cu scopul de a verifica posibilitatea sistemului de aerare de a amesteca și omogeniza mediul lichid din cele două reactoare și aprecierea calitativă a intensității procesului de amestecare prin determinarea modului de variație a concentrației oxigenului dizolvat în timp. Datele obținute au fost prelucrate, și s-au calculat coeficienți globali de transfer de masă. Se constată o creștere a valorilor acestor coeficienți și implicit a capacității de oxigenare a echipamentelor în condițiile majorării debitului de aer insuflat, situație confirmată și de literatura de specialitate.

Variația concentrației de oxigen obținută în urma cercetărilor experimentale, arată că

utilizarea sistemului de dispersie a aerului format din difuzori poroși radiali este mult mai eficient, atingându-se valoarea de 0,8 din concentrația la saturație în aproximativ 20 de minute, încadrându-se în intervalul de timp specificat în literatura de specialitate de 10 - 30 minute [5, 6].

De asemenea comparând valorile coeficientului mediu de transfer de masă pentru cele două sisteme de dispersie a aerului testate, se poate afirma că utilizarea sistemului format din difuzori poroși radiali este cel mai eficient deoarece valoarea cea mai mare a coeficientului mediu de transfer de masă este de 0,1085215 (h⁻¹).

În concluzie, conform cercetărilor experimentale realizate se poate afirma că sistemul format din difuzori poroși radiali este cel mai eficient, astfel utilizarea acestui sistem conduce la un debit de aer insuflat mult mai mic decât dacă s-ar utiliza alte sisteme de dispersie, și implicit la un consum mai mic de energie electrică.

5. BIBLOGRAFIE

1. American Society of Civil Engineers, Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water. ASCE, New York, 1992;
2. W.C. Boyle, B.G. Hellstrom, L. Ewing, Oxygen Transfer Efficiency Measurements Using Off-Gass Techniques, Water Science and Tehnology, 21 (10-11), p. 1295-1300, 1989;
3. S. Krause, P. Cornel, M. Wagner, Comparison of different oxygen transfer testing procedures in full scale membrane bioreactors, Darmstadt University of Technology, Germany, Paper reference no. e 21131a;
4. J. Florea, D. Robescu, Hidrodinamica instalatiilor de transport hidropneumatic si de depoluare a apei si a aerului, Editura Didactica si Pedagogica, Bucuresti, 1985;
5. L. Hailemariam, M. Okos, O. Campanella, A mathematical model for the isothermal growth of bubbles in wheat dough, Journal of Food Engineering, vol. 82, p. 466-477, 2007;
6. J-P. Sweerts, M-J. Bar-Gilissen, A. A. Cornelese, T.E. Cappenberg, Oxygen-consuming processes at the profundal and littoral sediment-water interface of a small meso-eutrophic lake (Lake Vechten, The Netherlands), Limnology and Oceanography, vol. 36, p. 1124-1133, 1991.

Modelarea matematică a epurării în regim anaerob a apelor uzate

Iuliana Rogoveanu Radosavlevici* and Dan Niculae Robescu**

* Ph.D.Student Eng., Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering, University POLITEHNICA of Bucharest
(E-mail: rad_iu@yahoo.com)

** Prof. Ph.D. Eng., Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering, University POLITEHNICA of Bucharest
(E-mail: dan.robescu@upb.ro)

Abstract

Following the conclusions of the study on the current state of research on the treatment of wastewater under anaerobic, detach the main objective of the paper, namely the study of anaerobic fermentation of sludge from the methane tank, specifically the methanogenesis stage in order to determine the parameters influencing its operation.

Need to address this issue stems from the importance to be given to increase the calorific value of the biogas produced by anaerobic digestion of sludge feeding methane tank of a wastewater treatment plant. Biogas is a mixture of gases, the highest proportion of it is held by methane and carbon dioxide, interested, in fact, increase the methane content in it.

Analysis based on data from the simulation to determine distribution laws of random variables based on experimental data and determine the unknown parameters of the law of variation of biogas production and methane in this phase are the main elements of simulation and modeling of experimental data.

Mathematical modeling was performed methanogenesis in methane tank sludge, modelul thus obtained was then calibrated and validated based on experimental data obtained from a WWTP.

Keywords

Biogas, methanogenesis, mathematical modeling, methane tank

1. CONSTRUIREA MODELULUI MATEMATIC

Pe baza curbelor de variație obținute cu ajutorul programului de simulare Stoa, pentru conținutul de metan din metantanc, a fost obținută, utilizând un algoritm creat în Matlab, o funcție care să descrie procesul de metanogeneză.

Au fost realizate simulări ale funcționării metantancului la diferite temperaturi (dar din domeniul mezofil, adică la 35°C, 37°C și 39°C), pe o perioadă de funcționare de 30 de zile, pentru aceeași încărcare organică a nămolului influent (s-a considerat încărcarea organică pentru care, în simulările anterioare, a fost obținută cea mai mare producție de metan).

Metanogeneza are loc prin concurarea a două procese, unul fiind metanogeneza acetoclastică iar celălalt metanogeneza hidrogenofilă, care nu sunt total distincte, existând “porțiuni” pe care acestea se suprapun, prin urmare și funcția care descrie procesul este obținută prin însumarea a două funcții diferite, ai căror coeficienți au fost calculați pe baza datelor rezultate în urma simulărilor realizate. Producția de metan, obținută atunci când temperatura din interiorul digestorului anaerob a fost de 37°C iar simularea procesului a fost setată pentru un interval de 30 de zile se poate vedea în figura 1:

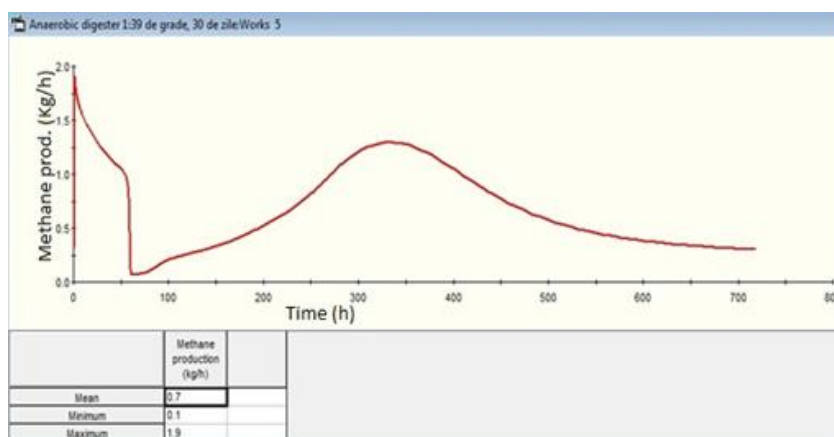


Figura 1. Producția de metan, la 37°C, 30 de zile de funcționare a metantancului

Din analiza figurii 1, se observă că aceasta nu poate fi considerată ca fiind reprezentarea unei singure funcții, de aceea s-a propus împărțirea curbei în două porțiuni: de la momentul inițial până la $t_{1f}=63$ h reprezentând metanogeneza hidrogenofilă și de la $t_{2i}=66$ h până la final ($t_{2f}=719$ h), metanogeneza acetoclastică.

Au fost exportate rezultatele pe care le afișează programul Stoa și, pe baza lor, a fost trasat graficul unei funcții polinomiale de grad 8 care descrie dependența de timp, a producției de metan prin mecanism hidrogenotrofic.

Coeficienții p_1, p_2 , până la p_8 sunt contribuțiile tuturor speciilor de bacterii hidrogenotrofe ce concură la realizarea procesului de fermentare anaerobă a nămolului din metantanc iar p_9 este un coeficient ce ține seama de temperatură și a fost calculat pentru temperatura $T=37^\circ\text{C}$.

Modelul matematic propus pentru a descrie matematic prima porțiune a curbei din figura 1 este o funcție polinomială de grad 8, având forma:

$$F_1(x_1) = p_1x_1^8 + p_2x_1^7 + p_3x_1^6 + p_4x_1^5 + p_5x_1^4 + p_6x_1^3 + p_7x_1^2 + p_8x_1 + p_9 \quad (1)$$

unde x_1 reprezintă timpul și are valori în intervalul 0- 63h. Coeficienții modelului (cu 95% limită de încredere) au valorile:

$$p_1 = -0.3531 \quad (-1.953, 1.847)$$

$$p_5 = -0.76372 \quad (-7.106, 7.234)$$

$$p_2 = -0.3742 \quad (-1.762, 1.013)$$

$$p_6 = -0.4198 \quad (-4.219, 3.379)$$

$$p_3 = 1.06008 \quad (-6.45, 6.571)$$

$$p_7 = 0.228 \quad (-2.678, 2.723)$$

$$p_4 = 0.7251 \quad (-3.419, 4.869)$$

$$p_8 = -0.1796 \quad (-1.185, 0.8256)$$

$$p_9 = 1.183 \quad (0.913, 1.453)$$

Goodness of fit: SSE: 0.6019, R-square: 0.8887, Adjusted R-square: 0.833, RMSE: 0.194

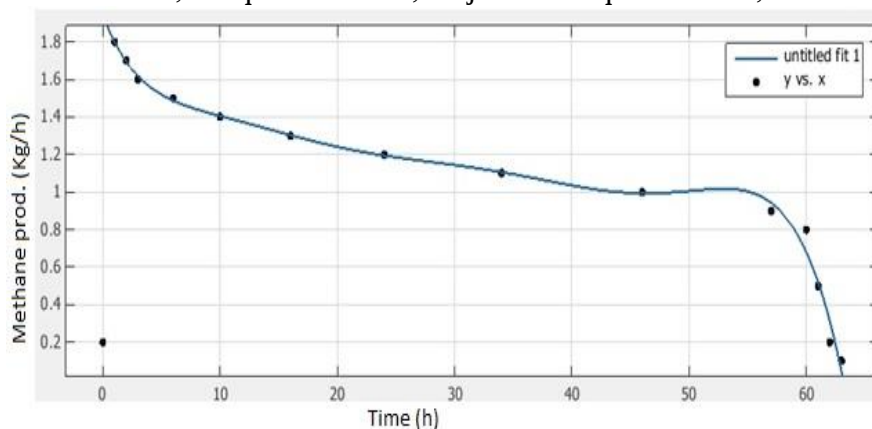


Figura 2. Producția de metan în metanogeneza hidrogenotrofică, la temperatura de 37°C

Pentru partea a doua a curbei din figura 1 a fost propusă o funcție de tip rațional, de forma:

$$F_2(x_2) = \frac{p_{10}x_2^4 + p_{11}x_2^3 + p_{12}x_2^2 + p_{13}x_2 + p_{14}}{x_2^2 + q_1x_2 + q_2} \quad (2)$$

Unde x_2 este timpul și ia valori în intervalul 64-719h iar coeficienții modelului (cu 95% limită de încredere) au valorile:

$$p_{10} = -0.02515 \text{ } (-0.07794, 0.02764)$$

$$p_{14} = 0.5471 \text{ } (0.3763, 0.7179)$$

$$p_{11} = 0.01462 \text{ } (-0.04042, 0.06966)$$

$$q_1 = 0.7103 \text{ } (0.5475, 0.8731)$$

$$p_{12} = 0.1784 \text{ } (0.006223, 0.3505)$$

$$q_2 = 0.4912 \text{ } (0.337, 0.6455)$$

$$p_{13} = 0.239 \text{ } (0.1016, 0.3764)$$

Goodness of fit: SSE: 0.08041, R-square: 0.9847, Adjusted R-square: 0.9823, RMSE: 0.046

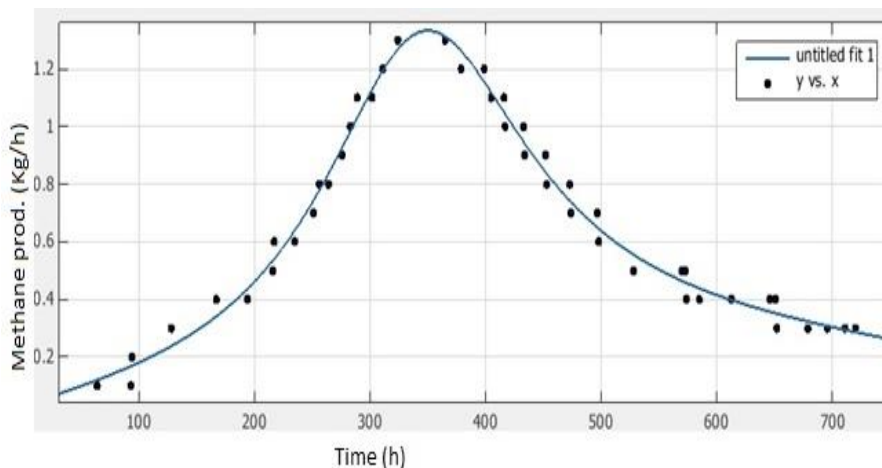


Figura 3. Producția de metan în metanogeneza acetoclastică, la temperatura de 37°C, 30 de zile de funcționare

Întregul proces de metanogeneză este descris de funcția $F(x)$, care reprezintă suma celor două ecuații 1 și 2:

$$F(x) = p_1x_1^8 + p_2x_1^7 + p_3x_1^6 + p_4x_1^5 + p_5x_1^4 + p_6x_1^3 + p_7x_1^2 + p_8x_1 + p_9 + \frac{p_{10}x_2^4 + p_{11}x_2^3 + p_{12}x_2^2 + p_{13}x_2 + p_{14}}{x_2^2 + q_1x_2 + q_2} \quad (3)$$

ai cărei coeficienți au valorile date în textul de mai sus.

Rezultatele astfel obținute au fost păstrate, dar s-a încercat și utilizarea unei funcții de tip Gauss pentru a se putea observa și alege varianta cea mai bună.

Alegerea unei funcții de tip Gauss nu e una întâmplătoare: toate organismele vii (micro sau macromoleculare, de la organismele unicelulare și până la cea mai complexă ființă vie), urmează o traiectorie de tip “clopot al lui Gauss”, pe parcursul vieții lor.

Ca și în cazul anterior, s-a procedat la divizarea în două porțiuni a curbei de variație a producției de metan din metantanc, urmând ca fiecare dintre cele două să fie tratată separat, pentru fiecare dintre ele fiind propusă o anumită formă a funcției lui Gauss.

Pentru intervalul de timp cuprins între momentul inițial și $t_{1f} = 66$ h, utilizând un algoritm creat în Matlab, funcția obținută este una General model Gauss7, de forma:

$$f1(x_1) = a_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_1}{c_1}\right)^2} + a_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_2}{c_2}\right)^2} + a_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_3}{c_3}\right)^2} + a_4 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_4}{c_4}\right)^2} + a_5 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_5}{c_5}\right)^2} + a_6 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_6}{c_6}\right)^2} + a_7 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_7}{c_7}\right)^2} \quad (4)$$

unde x_1 reprezintă timpul și are valori în intervalul 0-66 h. Coeficienții modelului (cu 95% limită de încredere) au valorile:

$$\begin{aligned}
 a_1 &= 2.15 (-172.8, 177.1) & a_4 &= 0.2544 (-2.941, 3.45) \\
 b_1 &= -1.725 (-5.006, 1.556) & b_4 &= -0.6053 (-1.108, -0.103) \\
 c_1 &= 0.3653 (-11.4, 12.13) & c_4 &= 0.1722 (-0.4626, 0.8069) \\
 a_2 &= 1.2688 (-29.12, 30.66) & a_5 &= 2.815 (-442.1, 447.7) \\
 b_2 &= -1.315 (-2.218, -0.4131) & b_5 &= -0.2594 (-11.58, 11) \\
 c_2 &= 0.2229 (-1.804, 2.25) & c_5 &= 0.9013 (-14.89, 16.69) \\
 a_3 &= 1.011 (-37.69, 39.71) & a_6 &= 0.7013 (-2055, 2064) \\
 b_3 &= -1.001 (-3.875, 1.872) & b_6 &= 1.12 (-25.77, 28.01) \\
 c_3 &= 0.2916 (-2.757, 3.34) & c_6 &= 1.057 (-96.51, 98.62) \\
 a_7 &= -3.622 (-2115, 2107) \\
 b_7 &= 1.078 (-171.6, 173.8) \\
 c_7 &= 2.091 (-587, 591.2)
 \end{aligned}$$

Goodness of fit: SSE: 0.2818, R-square: 0.9691, Adjusted R-square: 0.9557, RMSE: 0.07827.

Forma curbei obținută cu această funcție, pentru intervalul de timp considerat, este cea din figura 4:

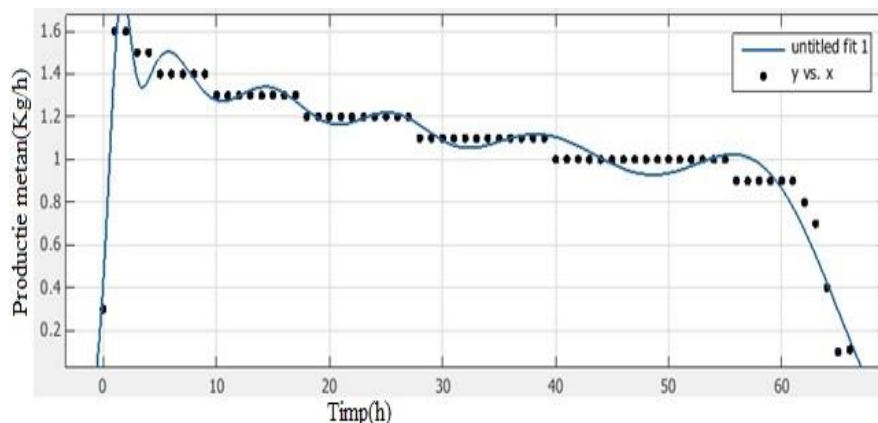


Figura 4. Producția de metan în metanogeneza hidrogenotrofică, la temperatura de 37°C, după modelul Gauss

Urmând aceeași cale, pentru partea a doua a graficului, a fost obținută, cu ajutorul programului Matlab, funcția matematică ce descrie metanogeneza acetoclastică, funcție de tip Gauss, de forma:

$$f2(x_2) = \alpha_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_2 - \beta_1}{\gamma_1}\right)^2} + \alpha_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_2 - \beta_2}{\gamma_2}\right)^2} + \alpha_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_2 - \beta_3}{\gamma_3}\right)^2} \quad (5)$$

cu x_2 reprezentând timpul, care ia valori în intervalul 67-719 h, iar coeficienții modelului, calculați cu o limită de încredere de 95% au valorile:

$$\begin{aligned}
 \alpha_1 &= 0.02942 (0.01418, 0.04467) & \gamma_2 &= 0.5868 (0.5736, 0.6) \\
 \beta_1 &= 0.5066 (0.426, 0.5872) & \alpha_3 &= 0.5121 (0.4901, 0.5341) \\
 \gamma_1 &= 0.2125 (0.08041, 0.3447) & \beta_3 &= 0.2652 (0.2316, 0.2988) \\
 \alpha_2 &= 0.8275 (0.8054, 0.8497) & \gamma_3 &= 1.885 (1.722, 1.9484) \\
 \beta_2 &= -0.2576 (-0.2638, -0.2514)
 \end{aligned}$$

Goodness of fit: SSE: 0.6684, R-square: 0.9921, Adjusted R-square: 0.992, RMSE: 0.03219.

Forma curbei obținută în acest caz, este cea din figura 5:

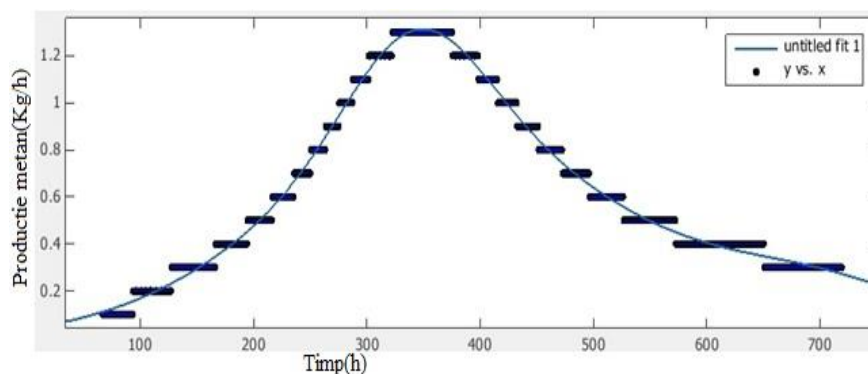


Figura 5. Producția de metan în metanogeneza acetoclastică, la temperatura de 37°C, după modelul Gauss

Întregul proces de metanogeneză este suma celor două etape: metanogeneza hidrogenotrofică (de care se fac răspunzătoare bacteriile consumatoare de hidrogen) și cea acetoclastică (în care bacteriile acetoclastice sunt cele care vor produce metan din acetati), sumă care este sintetizată de funcția rezultată prin adăugarea celor două funcții obținute anterior:

$$f(x) = a_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_1}{c_1}\right)^2} + a_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_2}{c_2}\right)^2} + a_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_3}{c_3}\right)^2} + a_4 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_4}{c_4}\right)^2} + a_5 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_5}{c_5}\right)^2} + a_6 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_6}{c_6}\right)^2} + a_7 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_7}{c_7}\right)^2} + a_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_1}{\gamma_1}\right)^2} + a_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_2}{\gamma_2}\right)^2} + a_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_3}{\gamma_3}\right)^2} \quad (6)$$

Coeficienții acestei funcții sunt cei ai fiecăreia dintre cele două expresii matematice rezultate ca urmare a prelucrării datelor obținute din simulare și au fost detaliați în textul anterior.

2. CALIBRAREA MODELULUI MATEMATIC

Pentru calibrarea modelului propus se procedează în modul descris mai sus pentru temperatura de 37°C și pentru 30 de zile de funcționare a metantancului, numai că temperatura considerată este de 39°C (în figura 6 se poate vedea curba de variație a producției de metan pentru acest caz: 39°C și 30 de zile de funcționare a metantancului):

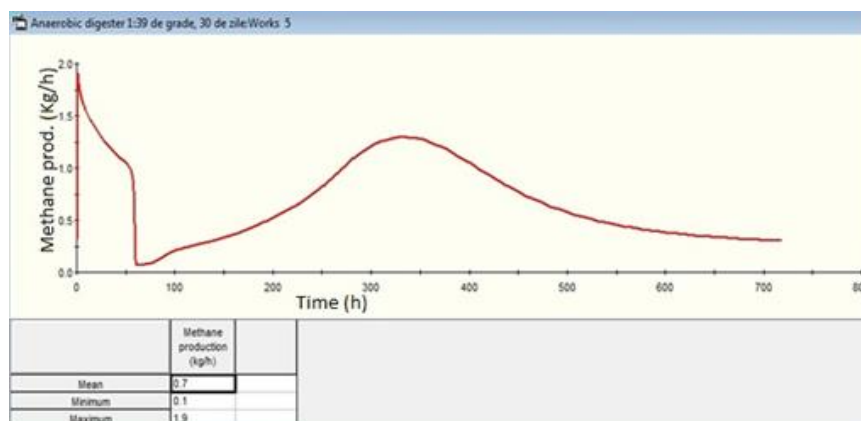


Figura 6. Producția de metan pentru 39°C și 30 de zile de funcționare a digesterului anaerob

Curba a fost împărțită în două porțiuni: de la momentul inițial până la momentul $t_{1f} = 66$ h fiind metanogeneza hidrogenotrofică, al cărei model matematic este o funcție General model Gauss7, de forma:

$$g1(x_1) = a_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_1}{c_1}\right)^2} + a_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_2}{c_2}\right)^2} + a_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_3}{c_3}\right)^2} + a_4 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_4}{c_4}\right)^2} + a_5 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_5}{c_5}\right)^2} + a_6 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_6}{c_6}\right)^2} + a_7 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_7}{c_7}\right)^2} \quad (7)$$

cu variabila x_1 reprezentând durata de timp în care are loc procesul, ce ia valori în intervalul 0-66 h și coeficienții modelului (cu o limită de încredere de 95%), sunt:

$a_1 = 1.13$ (0.2379, 2.022)	$a_4 = -0.2224$ (-2.941, 3.45)
$b_1 = -1.62$ (-1.64, -1.601)	$b_4 = -0.6753$ (-136.3, 136.6)
$c_1 = 0.3869$ (0.01979, 0.5116)	$c_4 = 0.2206$ (-757.3, 760)
$a_2 = 1.689$ (-15.68, 19.06)	$a_5 = 3.3306$ (-442.1, 447.7)
$b_2 = -1.38$ (-1.86, -1.09)	$b_5 = 0.01612$ (-132.4, 132.7)
$c_2 = 0.254$ (-0.3676, 0.8755)	$c_5 = 1.268$ (-668.4, 670.9)
$a_3 = 2.43$ (-82.64, 87.5)	$a_6 = 0.7338$ (-6.06, 7.462)
$b_3 = -1.009$ (-2.745, 0.7268)	$b_6 = 1.148$ (-0.8349, 0.02602)
$c_3 = 0.3716$ (-2.789, 3.732)	$c_6 = 1.3041$ (-0.3854, 2.9936)
$a_7 = -3.7106$ (-22.67, 25.77)	
$b_7 = 1.311$ (-0.4885, 3.171)	
$c_7 = 2.5515$ (-1.05, 3.113)	

Goodness of fit: SSE: 0.3136, R-square: 0.9423, Adjusted R-square: 0.9172, RMSE: 0.08256

Forma grafică a funcției obținute cu ajutorul Matlab poate fi văzută în figura 7:

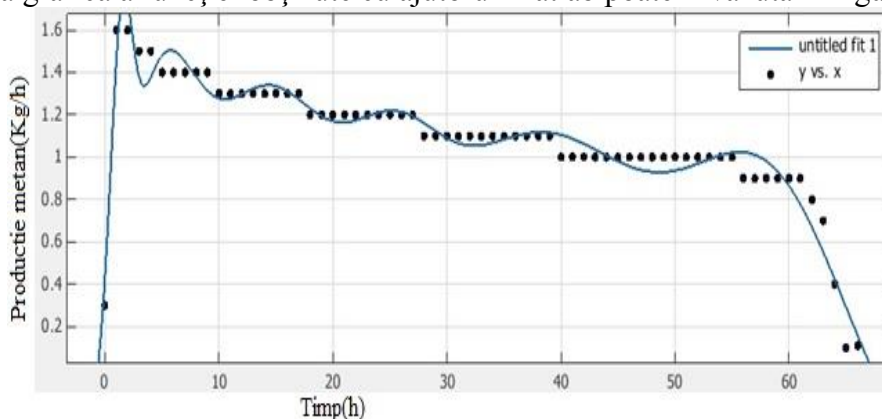


Figura 7. Producția de metan în metanogeneza hidrogenotrofică, la temperatura de 39°C, după modelul Gauss

Pentru partea a doua a procesului descris de curba din figura 6, curbă exportată din programul de simulare Stoat și care reprezintă producția de metan în metantancul ce operează la 39°C, pentru durata simulării de 30 de zile, funcția obținută utilizând același algoritm ca și în cazul anterior, este tot o funcție de tip Gauss, de forma:

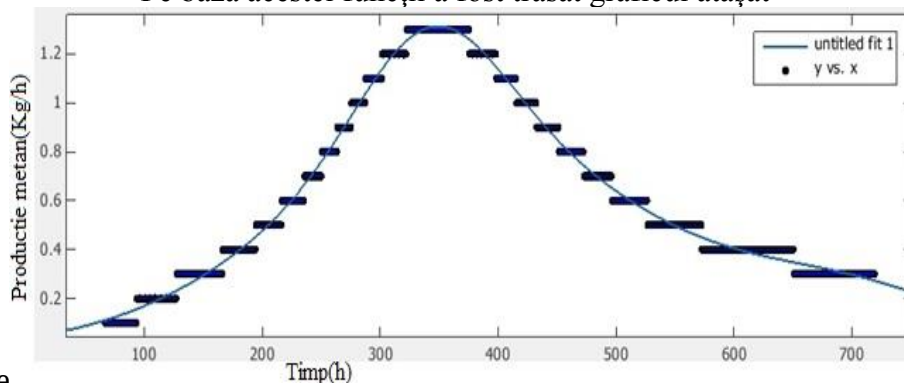
$$g2(x_2) = \alpha_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_1}{\gamma_1}\right)^2} + \alpha_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_2}{\gamma_2}\right)^2} + \alpha_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_3}{\gamma_3}\right)^2} \quad (8)$$

în care timpul (variabila x_2) ia valori în intervalul 67-719 h iar coeficienții modelului (cu limită de încredere de 95%), sunt:

$\alpha_1 = 0.0362$ (-0.0114, 0.08285)	$\gamma_2 = 0.6027$ (0.5896, 0.6158)
$\beta_1 = 0.5458$ (0.426, 0.5872)	$\alpha_3 = 0.5417$ (0.5223, 0.5612)
$\gamma_1 = 0.31071$ (-0.05747, 0.35717)	$\beta_3 = 0.2907$ (0.1895, 0.3518)
$\alpha_2 = 0.8961$ (0.7764, 0.9158)	$\gamma_3 = 1.9079$ (1.664, 1.987)
$\beta_2 = -0.2958$ (-0.3016, -0.29)	

Goodness of fit: SSE: 0.555, R-square: 0.9934, Adjusted R-square: 0.9933, RMSE: 0.03101.

Pe baza acestei funcții a fost trasat graficul atașat



e

Figura 8. Producția de metan în metanogeneza acetoclastică, la temperatura de 39°C, după modelul Gauss

Procesul biochimic de fermentare anaerobă a nămolului se poate considera că este descris de ecuația de forma:

$$g(x) = a_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_1}{c_1}\right)^2} + a_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_2}{c_2}\right)^2} + a_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_3}{c_3}\right)^2} + a_4 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_4}{c_4}\right)^2} + a_5 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_5}{c_5}\right)^2} + a_6 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_6}{c_6}\right)^2} + a_7 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_7}{c_7}\right)^2} + a_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_1}{\gamma_1}\right)^2} + a_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_2}{\gamma_2}\right)^2} + a_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_2-\beta_3}{\gamma_3}\right)^2} \quad (9)$$

care este suma celor două ecuații 7 și 8, cu x_1 și x_2 variabilele modelului, reprezentând timpul, pentru cele două intervale considerate.

Pentru temperatura de 35°C și 30 de zile de funcționare a metantancului, valorile producției de metan se regăsesc în figura 9, în care este redată curba, exportată din Stoa, de variație a producției de metan din biogazul rezultat în urma fermentării anaerobe a nămolului.

i, care se poate vedea în figura 8:

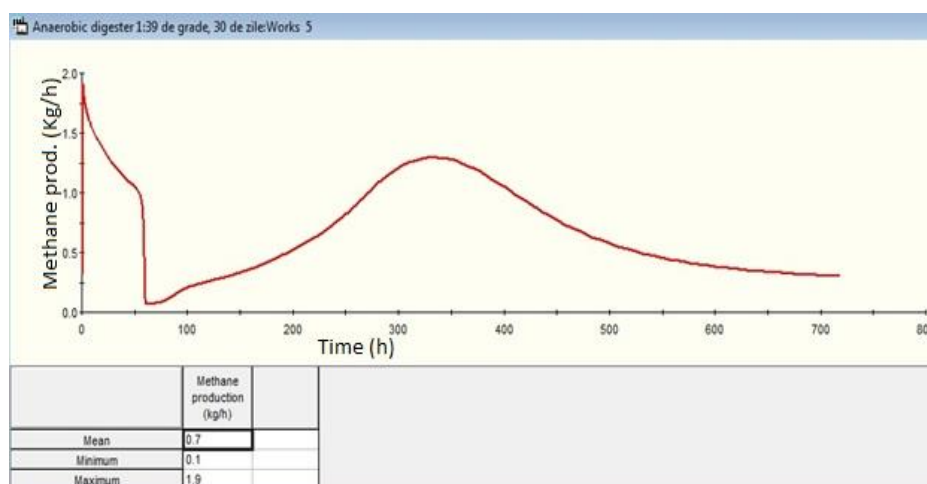


Figura 9. Producția de metan pentru 35°C și 30 de zile de funcționare

De la momentul inițial și până la momentul de timp $t_{lf} = 66$ h, curba care descrie producția de metan poate fi asimilată unei funcții General model Gauss7, de forma:

$$h1(x_1) = a_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_1}{c_1}\right)^2} + a_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_2}{c_2}\right)^2} + a_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_3}{c_3}\right)^2} + a_4 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_4}{c_4}\right)^2} + a_5 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_5}{c_5}\right)^2} + a_6 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_6}{c_6}\right)^2} + a_7 \cdot e^{-\left(\frac{x_1-b_7}{c_7}\right)^2}$$

(10)

cu variabila x_1 reprezentând timpul, cu valori în intervalul 0 – 66 h iar coeficienții a_1 - c_7 (cu limită de încredere de 95%), au valorile:

$a_1 = 3.693$ (0.2379, 4.022)	$a_4 = 0.2833$ (-279.5, 280.5)
$b_1 = -1.809$ (-1.84, -1.801)	$b_4 = -0.5169$ (-136.3, 136.6)
$c_1 = 0.29115$ (0.1979, 0.3116)	$c_4 = 0.1441$ (-757.3, 760)
$a_2 = 0.8688$ (-15.68, 19.06)	$a_5 = 2.622$ (-442.1, 447.7)
$b_2 = -1.243$ (-1.86, -1.099)	$b_5 = -0.03003$ (-132.4, 132.7)
$c_2 = 0.1763$ (-0.3676, 0.8755)	$c_5 = 0.8217$ (-668.4, 670.9)
$a_3 = 0.91815$ (-82.64, 87.5)	$a_6 = 0.6557$ (-6.06, 7.462)
$b_3 = -0.9875$ (-2.745, 1.7268)	$b_6 = -0.9988$ (-1.8349, 0.02602)
$c_3 = 0.2489$ (-2.789, 3.732)	$c_6 = 0.9674$ (-0.3854, 0.9936)
$a_7 = -3.546$ (-22.67, 25.77)	
$b_7 = 0.9451$ (-0.4885, 3.171)	
$c_7 = 1.7462$ (-1.05, 2.113)	

Goodness of fit: SSE: 0.3136, R-square: 0.9423, Adjusted R-square: 0.9172, RMSE: 0.08256, iar curba obținută prin aplicarea algoritmului realizat în Matlab, pe datele rezultate din simulare, poate fi văzută în figura 10.

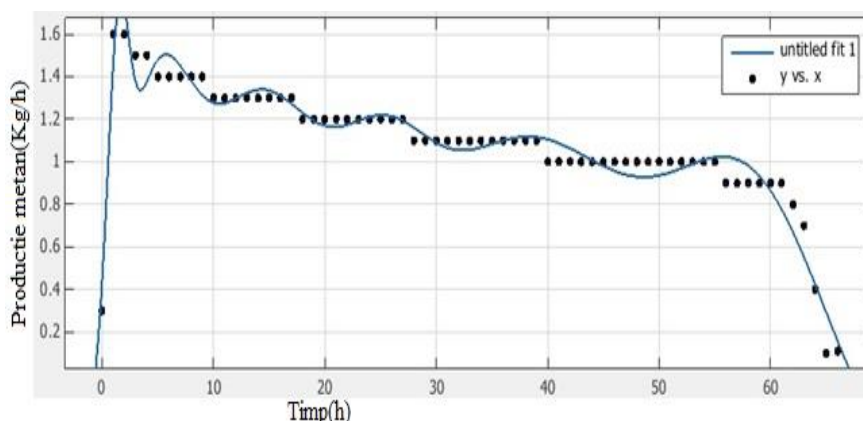


Figura 10. Producția de metan în metanogeneza hidrogenotrofică, la temperatura de 35°C, după modelul Gauss

Metanogeneza acetoclastică, cea în care producția de metan este descrisă de partea a doua a curbei din figura 9, poate fi scrisă, matematic, ca o funcție General model Gauss3, a cărei formă este următoarea:

$$h2(x_2) = \alpha_1 \cdot e^{-\left(\frac{x_2 - \beta_1}{\gamma_1}\right)^2} + \alpha_2 \cdot e^{-\left(\frac{x_2 - \beta_2}{\gamma_2}\right)^2} + \alpha_3 \cdot e^{-\left(\frac{x_2 - \beta_3}{\gamma_3}\right)^2} \quad (11)$$

cu x_2 , reprezentând timpul, care ia valori în intervalul 67 – 719 h, iar coeficienții modelului, $\alpha_1 - \gamma_3$ (cu o limită de încredere de 95%), au valorile:

$\alpha_1 = 0.02653$ (-0.0114, 0.08285)	$\gamma_2 = 0.5444$ (0.5896, 0.6158)
$\beta_1 = 0.4933$ (-0.02606, -0.003095)	$\alpha_3 = 0.4806$ (0.4223, 0.5612)
$\gamma_1 = 0.1816$ (-0.05747, 0.2717)	$\beta_3 = 0.2543$ (0.1895, 0.2718)
$\alpha_2 = 0.7724$ (0.7664, 0.8158)	$\gamma_3 = 1.692$ (1.664, 1.757)
$\beta_2 = -0.2377$ (-0.3016, -0.19)	

Goodness of fit: SSE: 0.555, R-square: 0.9934, Adjusted R-square: 0.9933, RMSE: 0.03101.

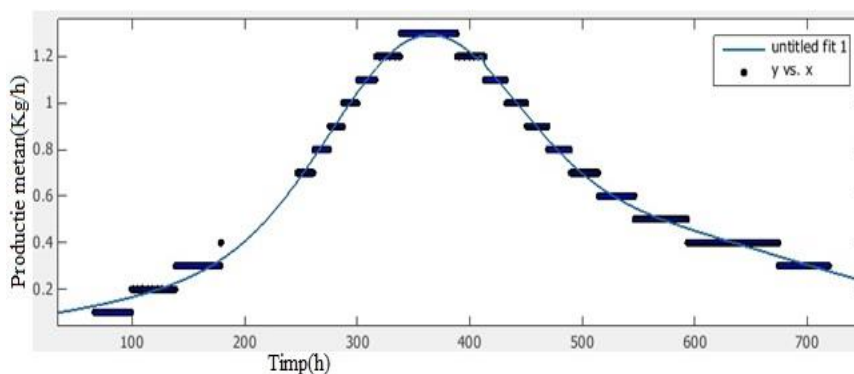


Figura 11. Producția de metan în metanogeneza acetoclastică, la temperatura de 35°C, după modelul Gauss

Modelul matematic pentru procesul de metanogenază, când temperatura considerată în interiorul metantacului a fost 35°C și simularea funcționării lui a fost realizată pentru un interval de 30 de zile, este o funcție de forma:

$$h(x) = a_1 \cdot e^{-\frac{(x_1-b_1)^2}{c_1}} + a_2 \cdot e^{-\frac{(x_1-b_2)^2}{c_2}} + a_3 \cdot e^{-\frac{(x_1-b_3)^2}{c_3}} + a_4 \cdot e^{-\frac{(x_1-b_4)^2}{c_4}} + a_5 \cdot e^{-\frac{(x_1-b_5)^2}{c_5}} + a_6 \cdot e^{-\frac{(x_1-b_6)^2}{c_6}} + a_7 \cdot e^{-\frac{(x_1-b_7)^2}{c_7}} + \alpha_1 \cdot e^{-\frac{(x_2-\beta_1)^2}{\gamma_1}} + \alpha_2 \cdot e^{-\frac{(x_2-\beta_2)^2}{\gamma_2}} + \alpha_3 \cdot e^{-\frac{(x_2-\beta_3)^2}{\gamma_3}} \quad (12)$$

Valorile coeficienților modelului matematic al metanogenezei, funcție care are aceeași formă pentru toate cele trei temperaturi studiate, au fost explicitate mai sus și sunt centralizate în tabelul

Tabelul 1. Coeficienții modelului matematic al metanogenezei

Temperatura/coeficientul	35°C	37°C	39°C
a ₁	3.693	2.15	1.13
a ₂	0.8688	1.2688	1.689
a ₃	0.91815	1.011	2.43
a ₄	0.2833	0.2544	0.2224
a ₅	2.622	2.815	3.3306
a ₆	0.6557	0.7013	0.7338
a ₇	-3.546	-3.622	-3.7106
b ₁	-1.809	-1.725	-1.62
b ₂	-1.243	-1.315	-1.38
b ₃	-0.9875	-1.001	1.009
b ₄	-0.5169	-0.6053	-0.6753
b ₅	-0.03003	-0.02594	-0.02896
b ₆	0.9988	1.12	1.148
b ₇	0.9451	1.078	1.311
c ₁	0.29115	0.3653	0.3869
c ₂	0.1763	0.2229	0.254
c ₃	0.2489	0.2916	0.3716
c ₄	0.1441	0.1722	0.2206
c ₅	0.8217	0.9013	1.268
c ₆	0.9674	1.057	1.3041
c ₇	1.7462	2.091	2.5515
α ₁	0.0253	0.02942	0.0362
α ₂	0.7724	0.8275	0.8961

α_3	0.4806	0.5121	0.5417
β_1	0.4933	0.5066	0.5458
β_2	-0.2377	-0.2576	-0.2958
β_3	0.2543	0.2652	0.2903
γ_1	0.1816	0.2125	0.3107
γ_2	0.5444	0.5868	0.6027
γ_3	1.692	1.885	1.9079

Analiza și interpretarea intervalelor de variație ale variabilelor x_1 și x_2 pentru cele 3 temperaturi luate în considerare, a valorilor coeficienților modelului, din tabelul 1, precum și a formei curbei de variație a producției de metan din cele trei cazuri considerate, a permis realizarea unui studiu deosebit de amănunțit al procesului de epurare a apelor uzate și extragerea de concluzii foarte importante în legătură cu comportamentul microorganismelor anaerobe implicate în fermentarea nămolului din metantanc și al procesului de metanogeneză, în general.

3. CONCLUZII

Există o perioadă de lag, a cărei durată este dependentă de temperatura la care are loc procesul biochimic, care este cu atât mai mare cu cât temperatura este mai redusă (de la 29 de ore la 39°C până la 35 de ore la 35°C), pentru bacteriile care utilizează hidrogenul și dioxidul de carbon în vederea producerii de metan;

Coeficienții modelului au același semn și valori corespunzător apropiate pentru toate cele trei temperaturi utilizate pentru simularea procesului de metanogeneză;

Coeficienții negativi, care vor induce o creștere destul de lentă a producției de metan, deci stagnarea procesului de metanogeneză, sunt în număr mai mare în prima parte a funcției (șase coeficienți negativi: a_7 , b_1 - b_5);

Urmărind valorile coeficienților modelului din tabelul 1, se poate spune că o influență benefică asupra creșterii producției de metan din biogaz aduc termenii care conțin coeficienții pozitivi, cu valori supraunitate (este vorba de termenii funcției care conțin coeficienții a_1 și a_5).

Valoarea coeficientului a_7 arată că acesta va determina o încetinire a producției de metan, deci se poate presupune că el înglobează influența factorilor ce inhibă procesul biochimic de metanogeneză;

Se remarcă, de asemenea, că valorile acelor coeficienți ce favorizează foarte puternic fermentarea anaerobă din metantanc (este vorba de a_1 și a_5), au valori cu atât mai mari cu cât temperatura de lucru din metantanc este mai ridicată, ceea ce înseamnă că procesul biochimic este puternic dependent de temperatură, fiind favorizat de creșterea acesteia;

Considerând valoarea de 0.3 Kg/h ca fiind minimul producției de metan în metanogeneza acetoclastică, deci că bacteriile intră în perioada de regres (înainte de decesul lor), se poate observa că acest minim este atins la momente de timp diferite, în funcție de temperatura considerată, cu atât mai mari cu cât temperatura este mai redusă (676 de ore la 35 de grade, 652 de ore la 37 de grade, 628 de ore la 39 de grade); acest lucru ar induce concluzia că este mai favorabil un regim termic (din domeniul mezofil) mai ușor de obținut și de păstrat, adică temperatura de 35°C;

Maximul producției (1.3 Kg/h) se întinde pe un interval de timp mai mare la temperatura de 37°C (53 de ore la 37 de grade, 50 de ore pentru celelalte două temperaturi considerate), deci producția de metan (considerată în Kg CH₄/ciclu de funcționare al instalației) este mai mare în zona temperaturii de 37°C;

Contribuția mecanismului acetoclastic de producere a metanului este net superioară mecanismului hidrogenofil, așa cum se poate vedea din analiza figurilor 1, 6 și 9, lucru explicabil prin faptul că sinteza metanului din hidrogen și dioxid de carbon este un proces ale cărui condiții de

desfășurare sunt mai greu de obținut și controlat decât procesul de scindare al moleculelor de acetați.

4. BIBLIOGRAFIE

1. Batstone, D.J., et al., *The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1)*, Water Sci. Technol., 45 (2002), pp. 65-73
2. Bhatia, D., W.R. Vieth, K. Venkatasubramaniam, *Steady-state and transient behaviour in microbial methanification: II. Mathematical modelling and verification*, Biotechnology and Bioengineering, 27 (8) (1985), pp. 1199-1207
3. Borja, R., C.J. Banks, G. Wang, *Effect of organic loading rate on anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in a fluidized-bed reactor*, Bioresource Technology, 52 (1995), pp. 157-162
4. Cha, G.C., T. Noike, *Effect of rapid temperature change and HRT on anaerobic acidogenesis*, Water Science and Technology, 36 (6-7) (1997), pp. 247-253
5. Ferguson, T., R. Mach, *Methanogenetic bacteria in anaerobic digestion of biomass*, Journal Bacteriology, 179:3(2007), pp. 846-852
6. Hu A.Y. and Stuckey D.C. , *Anaerobic In-Tank membrane bioreactors formwastewater treatment*, Proc. 9h World Congress Anaerobic Digestion, Antwerpen, Belgium, ((2001), pp. 69-71
7. Omil, F., C.D. Bakker, L.W.H. Hulshoff Pol, G. Lettinga, *Effect of pH and low temperature shocks on the competition between sulphate reducing bacteria and methane producing bacteria in UASB reactors*, Environmental Technology, 18 (3) (1997), pp. 255-264
8. Oprean Letiția and H. Olosutean, , *A new perspective on McKINNEY's wastewater model*, Romanian Journal of Aquatic Ecology, 1: 2, (2011)
9. Rojanschi, V., *Cartea operatorului din stații de tratare a apei*; Ed. Tehnică, București (1996)
10. Saravanan, V., T.R. Sreekrishnan, *A mathematical model for a hybrid anaerobic reactor*, J. Environ. Manage., 88 (2008), pp. 136-146
11. U. Jeppsson, *Modelling aspects of wastewater treatment processes*. Lund Institute of Technology, Dept. of Industrial Electrical Eng. and Automation, ISBN 91-88934-00-4; CODEN:LUTEDX/(TEIE-1010)/1-444/(1996).

Aerarea apelor uzate din lacuri, iazuri și bazine folosind energia solară fotovoltaică

Sanda Budea* and Irina Pincovski**

* PhD University Politehnica of Bucharest, Power Engineering Faculty, Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering
(E-mail: sanda.budea@upb.ro)

** PhD University Politehnica of Bucharest, Power Engineering Faculty, Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering
(E-mail: irina.pincovski@upb.ro)

Abstract

This paper presents both pneumatic and mechanical water aeration systems for lakes, ponds, pools, etc. using photovoltaic solar energy. In the first case the pneumatic system is a fine bubble aerator equipped with porous diffusers that uses solar energy for air compressor to inject air into the layers under water surface. In the second case, the mechanical aeration device creates a layer mixing by means of an axial impeller. Unlike surface aerators this device increases the level of dissolved oxygen in the whole water body by bringing the water from the depth. The active element of the system, the axial rotor, is also driven by photovoltaic solar energy.

In both cases, analyzed installations can have energetic independence – the energy used comes from solar energy conversion into photovoltaic electricity. The paper details and sizes these two types of systems, as applications of solar energy to water aeration.

Keywords

Water aeration, photovoltaic energy, porous diffusers, axial impeller

1. INTRODUCERE

Procesul de eutrofizare reprezintă îmbogățirea apei cu nutrienți, mai ales azot și fosfor, conducând la o înflorire a algelor, la o creștere excesivă a macrofitelor acvatice, la o mare turbiditate și pierdere de oxigen la fundul apei din lacuri, bazine, etc. Elementul de mediu care cuantifică gradul de eutrofizare și indică direct starea lacului este biomasa algala.

În scopul păstrării calității apei, parametrii relevanți trebuie monitorizați. Principalele analize fizico-chimice și biologice în mod curent se referă la: indicatori ai oxigenului dizolvat (O_2 dizolvat OD, CCO-Mn, CCO-Cr, CBO 5); indicatori ai regimului de nutrienți (amoniac, nitriti, nitrati, fosfați); caracteristici fizico-chimice și bacteriologice (pH, CO_2 , alcalinitatea, Mn, Fe, etc.). Lacurile se clasifică în următoarele categorii: oligotrofe, mezotrofe sau eutrofe (Tabelul 1), cu indicatori în limitele menționate.

Tabelul 1 Clasificarea lacurilor după substanțele ce produc eutrofizare

	lacuri oligotrofe	lacuri mesotrofe	lacuri eutrofe
Grad de saturatie în oxigen O_2 (%)	minim 70	40 – 70	sub 40
Nitrogen total N(mg/dm ³)	maxim 0,3	maxim 1	minim 1,5
Fosfor total P (mg/dm ³)	maxim 0,03	maxim 0,1	minim 0,15
Biomasa de fitoplancton (mg/dm ³)	< 10	10 (incl) -20 (excl)	minim 20

În România, suprafața lacurilor este estimată la 2,600 km², reprezentând cca 11% din suprafața țării. În București și împrejurimi, calitatea multor lacuri a fost monitorizată. S-a stabilit că multe lacuri (Lacul Snagov, Lacul Morii, Lacul din Parcul Carol și Parcul Tineretului etc.), au serioase probleme datorită concentrației mari de azot și fosfor și cantității mari de sulf. Atât la lacurile naturale cât și la cele de acumulare, dintr-un total de

114, 41 lacuri sunt afectate de eutrofizare, 23 lacuri (20.17%) sunt în categoria eutrofice, și 18 lacuri (15.79%) sunt în categoria hipereutrofice [15].

2. METODE DE ÎMBUNĂTĂȚIRE A CALITĂȚII APELOR

Procesul de aerare a apelor este necesar în sezonul cald, când algele se descompun și cantitatea de oxigen dizolvat scade. Relația între temperatura apei și concentrația de oxigen dizolvat OD este ilustrată în figura 1.

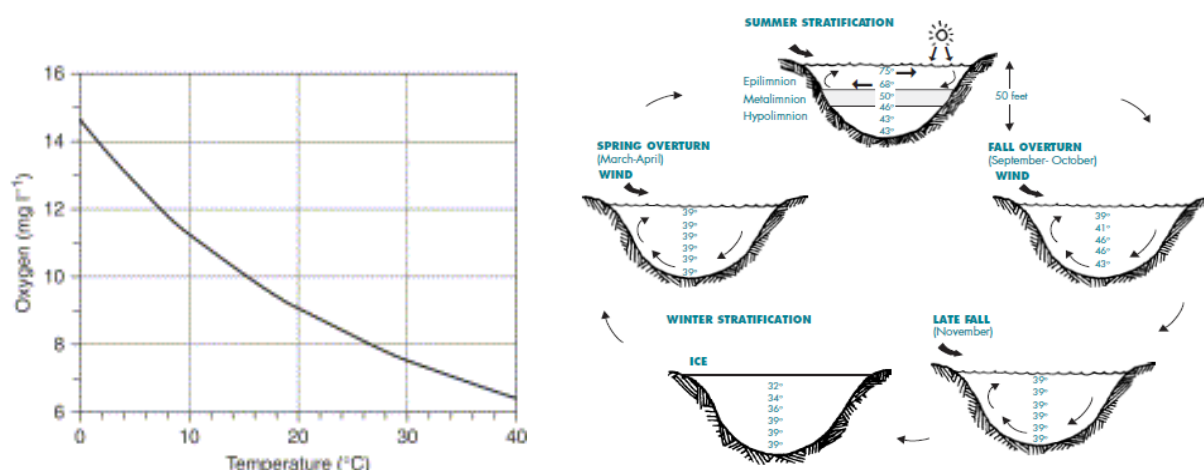


Fig. 1 Relația între temperatura apei și concentrația de O₂ și fenomenul de destratificare a apei

Metodele de a reduce eutrofizarea lacurilor și de a îmbunătăți calitatea apei sunt variate: metode chimice (precipitarea nutrienților, dragarea anoxică a nămolului de la fundul lacului și inactivarea acestuia), metode biologice (eliminarea vegetației algale, aplicarea de substanțe toxice - erbicide, algicide, pesticide etc.), metode pneumatice și mecanice de aerare. Metodele mecanice au arătat că reîmprospătarea / renaturarea suprafeței apei îmbunătățește de până la 7 ori transferul aerului în și din volumul de apă, comparativ cu apă în stare nemiscată. [1-5].

2.1 Aerarea pneumatică

După introducerea proceselor de oxigenare cu nămol activ au fost concepute, încercate și dezvoltate mai multe tipuri de dispozitive de difuzie a aerului, pentru a mări concentrația de oxigen dizolvat în apele uzate. Aceste dispozitive sunt fie sub forma unor orificii simple, practicate în conducte, care generează bule mari de aer, fie sub formă de generatoare de bule fine (GBF). Deoarece mărimea, forma și materialul din care sunt confecționate generatoarele diferă foarte mult, dispozitivele de difuzie a aerului sunt clasificate, raportat la diametrul relativ al bulelor produse, ca fiind generatoare de bule fine (difuzoare poroase) sau bule groșiere. Aerarea cu bule fine este mai eficientă decât cea realizată cu bule groșiere deoarece aria specifică interfacială dintre cele două sisteme fluide (aer-apă) este mai mare. *Aria specifică interfacială* (a) se definește ca raportul dintre aria (A) a particulelor fluide (în cazul studiat, bule de gaz) și volumul sistemului bifazic V ,

$$a = \frac{A}{V}. \quad (1)$$

Pentru intensificarea fenomenului de transfer de masă al oxigenului din aer în apă se impune realizarea unei suprafețe maxime de contact interfazic, prin urmare a unui diametru minim al bulei. Un sistem de aerare cu difuzoare poroase funcționează cu 20 ÷ 50 % din energia consumată de sistemele de aerare cu bule grosiere (EDI, Technical Bulletin nr. 117, 2003). Datorită acestei reduceri a consumului de energie și a eficienței procesului de aerare, sistemele de aerare cu bule fine sunt studiate în continuare având aplicații în ozonizarea și aerarea apei din bazinele de tratare și epurare, acvarii, pescării, iazuri și lacuri.

Un sistem de aerare pneumatica este alcătuit în general din următoarele componente:

- un compresor (dotat cu reductor de presiune și robinet de reglaj brut), care alimentează sistemul cu debitul de aer Q_{aer} ; presiunea aerului refulat de compresor este p_c ;
- un separator de picături de ulei, montat după compresor (optional, în funcție de puritatea aerului care trebuie furnizat);
- conducta principală de alimentare cu aer, care se ramifică, în funcție de configurația sistemului, în câteva conducte de distribuție, în cazul studiat în număr de 3 (figura 2); conducta principală este prevăzută cu vană de reglaj a aerului, amonte de ramificare;
- pe conductele de distribuție sunt dispuse ajutaje, la capătul cărora se montează difuzoarele poroase, conform geometriei prezentate în figura 2.

Debitul de aer injectat în fiecare GBF trebuie să fie constant și să aibă aceeași valoare Q la ieșirea din fiecare ajutaj existent de-a lungul conductei de distribuție. Debitul total de aer care alimentează sistemul este

$$Q_{aer} = \sum_{j=1}^n Q_j \text{ cu } j = 1, 2, \dots, n \quad (2)$$

unde n reprezintă numărul total de difuzoare poroase; în acest caz $n=30$.

Aceasta lucrare prezintă metode de aerare realizate prin echipamente de oxigenare pneumatică cu difuzori poroși, echipamente de aerare mecanică pentru a asigura recircularea continuă a unei cantități de apă (aerare mecanică prin aeratoare de suprafață cu rotor lent și axial, etc.) și echipamente mixte [6-9].

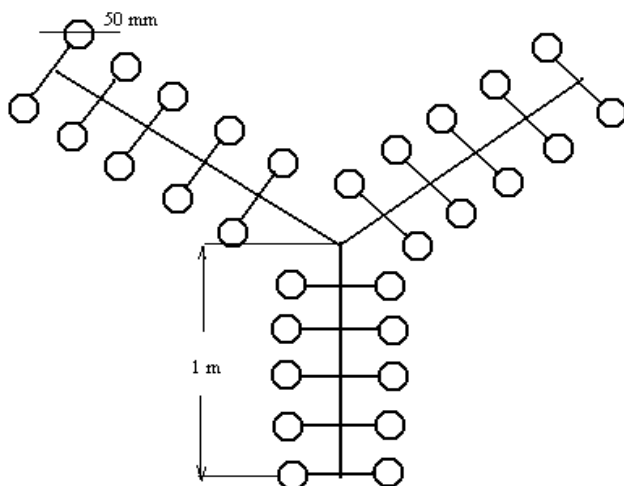


Fig 2. Dispunerea difuzoarelor poroase în instalația de aerare utilizând energie solară

Pentru determinarea debitului optim de aer pentru un difuzor poros având diametrul $d=50$ mm, s-au efectuat teste în laborator, într-un rezervor cu apă de formă paralelipipedică cu latura de 0,30m, având adâncimea apei $H=1$ m apreciată prin cota nivelului static al apei până la racordul generatorului.

În cazul difuzoarelor poroase, presiunea aerului injectat în difuzor p_d trebuie să acopere atât presiunea hidrostatică $p_0 = \rho g H$ (ρ -densitatea apei), cât și pierderea de presiune pe difuzor Δp_{dif} datorată pierderilor de sarcină locale: $p_d = \Delta p_{dif} + \rho g H$.

Coeficientul de pierdere locala de sarcină al difuzorului poros se determină pe baza bilanțului energetic pe difuzor:

$$p_i + \frac{\rho V_i^2}{2} = \rho \cdot g \cdot H + \frac{\rho V_e^2}{2} + \zeta_d \frac{\rho V_i^2}{2} \quad (3)$$

$$\Delta p_{dif} = \zeta_d \cdot \frac{\rho V_i^2}{2}; \quad V_i = \frac{Q}{A_i} [m/s]; \quad V_e = \frac{Q}{A_e} [m/s]; \quad A_i = \frac{\pi d_i^2}{4} [m^2]; \quad A_e = l^2 [m^2]$$

$$d_i = 0.0127m \quad l = 0.3m$$

Unde V_i, V_e reprezintă viteza aerului la intrarea respectiv iesirea din difuzor;

A_i, A_e - aria secțiunii transversale la intrarea respectiv iesirea din difuzor;

d_i - diametrul racordului difuzorului.

Deoarece $A_e \gg A_i$, în ecuația (3) viteza V_e se neglijează, rezultă:

$$p_i - \rho g H + \frac{\rho}{2} \frac{1}{A_i^2} Q^2 = \zeta_d \frac{\rho}{2} \frac{1}{A_i^2} Q^2$$

$$\text{Se notează } k = \frac{\rho}{2} \frac{1}{A_i^2}, \quad \text{rezultă } \zeta_d = 1 + \frac{p_i - \rho g H}{k \cdot Q^2}$$

$$p_d = \Delta p_{dif} + \Delta p_{col} = k Q^2 \zeta_d + \rho g H \quad (4)$$

Tabelul prezintă parametrii tehnologici ai difuzorului testat în rezervorul paralelipedic pentru diferite debite de aer.

*Tabelul 2 Parametrii tehnologici ai difuzorului, testat în rezervorul paralelipedic
(contract CEEX Nr. X2CO5/2006)*

Q	C.O · 10 ³ (SOTR)	Kla, 20 med	P _{nec}	E (SAE)	W _{O2}	η (SOTE)	δ
[l/h]	[kgO ₂ /h]	[min ⁻¹]	[W]	[kgO ₂ /kWh]	[kgO ₂ /h]	[%]	[W/m ³]
96,6	1,268	0.027	0.38	3.32	0.025	4.90	4.24
117,43	1,999	0.040	0.50	3.96	0.030	6.44	5.60
174,76	3,646	0.075	0.90	4.02	0.046	7.84	10.06
312,4	4,099	0.083	2.25	1.82	0.082	4.95	25.01

C.O. reprezintă capacitatea de oxigenare- [kgO₂/h] (SOTR – Standard Oxygen Transfer Rate) - debitul masic de oxigen transferat din aer în apă într-o oră;

$Kla_{20\text{ med}}$ reprezintă coeficientul volumetric mediu de transfer al oxigenului, în condiții standard de temperatură, $t=20^\circ\text{C}$.

E-coeficientul economic [kgO_2/kWh] (SAE – Standard Aeration Efficiency) este definit prin raportul dintre capacitatea de oxigenare C.O. și puterea absorbită de la rețeaua electrică de alimentare, caz în care este un coeficient economic brut E_b sau respectiv puterea netă de la arborele echipamentului mecanic – coeficient economic net E_n ; între cele două valori ale coeficientului economic există relația $E_b = E_n \cdot \eta_t$ unde η_t este randamentul total al echipamentului de oxigenare. În cazul echipamentelor moderne testate în condiții standard acest parametru ia valori în gama 2,2...6,0 [kgO_2/kWh]; P_c reprezintă puterea necesară pentru comprimarea gazului.

$$E = \left(\frac{V}{P_c} \right) \left(\frac{dC}{dT} \right) = K_L a (C_s - C) \frac{V}{P_c} \quad (5)$$

η - randamentul de oxigenare (SOTE - Standard Oxygen Transfer Efficiency) este o mărime care reflectă procentul de oxigen transferat din cantitatea total introdusă, se calculează cu următoarea expresie:

$$\eta = \left(\frac{V}{Q_{\text{mox}}} \right) \left(\frac{dC}{dT} \right) \cdot 100 = K_L a (C_s - C) \frac{V}{Q_{vg} \rho_g \alpha_0} \cdot 100 \quad (6)$$

unde:

Q_{mox} = debitul masic de oxigen introdus în masa de apă sub formă de bule;

α_0 = procentul de oxigen în gazul insuflat;

ρ_g = densitatea gazului insuflat.

C, C_s - concentrația oxigenului în apă, respectiv concentrația la saturație

δ -indicele energetic specific [W/m^3] este definit prin raportul dintre puterea unitară a echipamentului de oxigenare și volumul rezervorului de aerare V ; la echipamentele moderne în funcție de puterea unitară a agregatelor de oxigenare acest parametru ia valori în gama $\delta = 5...280 \text{ W}/\text{m}^3$.

Puterea necesară P_{nec} fazei gazoase pentru a învinge rezistența aeratorului (difuzorului) și a coloanei de lichid din rezervorul de aerare (puterea utilă a compresorului) este $P_{\text{nec}} = p_d \cdot Q$.

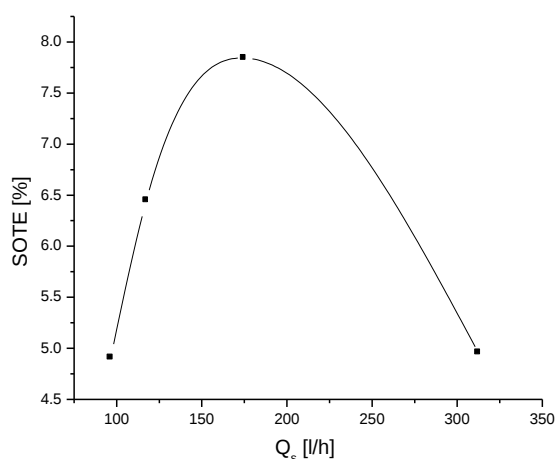


Figura 3 Variația randamentului de oxigenare în funcție de debit

Din figura 3 se observă ca valoarea debitului optim este de 175 l/h , prin urmare alegerea compresorului se va face pe baza puterii totale necesare pentru funcționarea în rețea a celor n generatoare de bule:

$$P_{nec,T} = n \cdot (p_d + \Delta p) \cdot Q \quad (7)$$

unde Δp reprezintă pierderile de sarcină liniare și locale pe conductele de distribuție a aerului, corespunzătoare unui difuzor și se estimează ca fiind 40 % din presiunea la intrarea în difuzor.

Estimând randamentul compresorului de 50 %, rezultă puterea consumată totală:

$$P_{c,T} = \frac{P_{nec,T}}{\eta}$$

Din calcule rezultă $P_{c,T} = 75,6 \text{ W}$.

Puterea consumată de compresor poate fi asigurată de un panou fotovoltaic de 80 W având performanțele prezentate în figura 6.

2.2 Aerarea mecanică

Aerarea mecanica a apei poate fi facuta cu o masina hidraulica cu rotor axial , montata pe o platforma plutitoare, autonoma energetic prin faptul ca functioneaza cu energie provenita din panouri fotovoltaice. Aceasta masina hidraulica functioneaza la turatie scazuta pentru a nu distruge echilibrul microsistemului acvatic, realizând aerarea exogenă (oxigenul atmosferic este dizolvat in proportie de 50 mg oxigen/zi/m²).

Rotorul axial al masinii hidraulice este imersat in lac, necesitand o putere mica de antrenare – puterea consumata de masina hidraulica este de cca 100 W. Tinand cont de consumul redus de putere, instalatia mecanica de aerare a apelor are avantajul alimentarii cu putere din surse regenerabile, in acest caz din panouri fotovoltaice.

Soluția constructivă are un rotor axial cu diametrul de 350 mm a fost testată în scopul stabilirii balanței energetice și dimensionării panourilor solare folosite la alimentarea cu energie.

Mașina hidraulică funcționează cu turație mică cca 60-70 rot/min cu ajutorul unui motor de curent continuu fără perii, de putere mică - cca 100 W, plasat direct pe axul rotorului hidraulic. Motorul electric este conectat la baterii de acumulatori.

Debitul masinii hidraulice este de cca 300-500 l / min (figura 4).

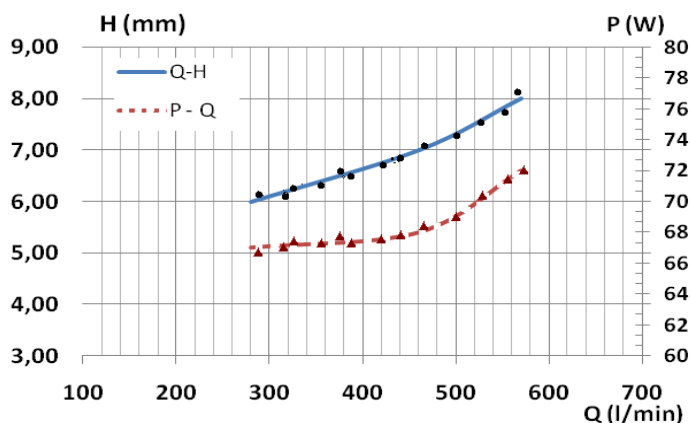


Fig. 4 Curbe caracteristice ale masinii axiale pentru aerare mecanica[13-14]

Rezultatele experimentale ilustrează că pentru mașina hidraulică cu dimensiunile menționate $D_{\text{impeller}} = 350 \text{ mm}$, $D_{\text{casing}} = 700 \text{ mm}$ puterea necesară antrenării este $P_a = 70 \text{ W}$, corespunzător turației $n = 70 \text{ rot/min}$ când debitul de apă este de $Q = 500 \text{ l/min}$. Instalația hidraulică prezentată în articol a fost testată in situ pe Lacul Herăstrău. În figura 5 se poate vedea instalația și starea lacului înainte și după funcționare – după procesul de aerare.



Fig. 5 Starea lacului Herăstrău înainte și după aerare mecanică

S-au folosit trei panouri solare, fiecare de câte 80 W , cu două acumulatori pentru a asigura funcționarea și pe perioadele fără soare, și cu un controler MPPT pentru a urmări punctul optim în procesul de funcționare (figura 8).

Figura 7 ilustrează performanțele electrice ale panoului fotovoltaic de 80 W la temperatura constantă de 25°C pentru diferite valori ale radiației solare globale.

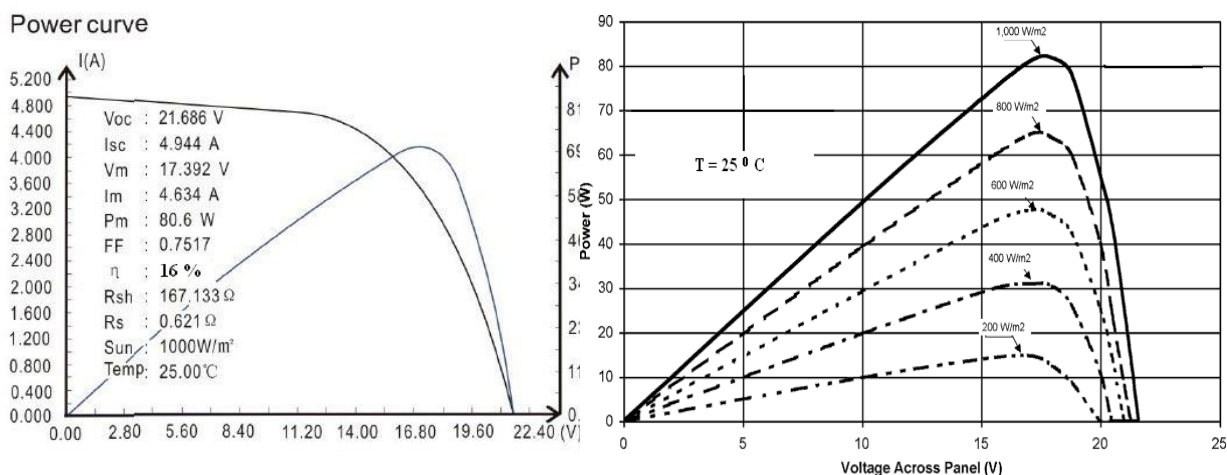


Fig. 6 Performanțele panoului solar de putere 80 W

Din cele trei panouri ale instalației experimentale se obțin puteri diferite în fiecare luna a anului. Din testările realizate s-a reprezentat puterea extrasă din cele trei panouri în fiecare din lunile anului (Figura 7).

Utilizarea instalației mecanice propusă în lucrare are următoarele avantaje:

- asigură oxigenarea apei exogen prin creșterea cantității de oxigen dizolvat de până la 30 - 50 mg oxigen/zi/m²;

- este plutitoare cu funcționare permanentă, în ritmul cerut de procesele bio-geo-chimice specifice zonei în care este instalată compensând, în principal, fenomenul de stratificare prezent în anotimpul cald –vara- și rece –iarna- adică acele perioade ale anului în care stresul asupra ecosistemului acvatic este maxim.
- aerarea apei se face cu viteză mică de antrenare a rotorului axial, 70-80 rot/min;
- instalația este autonomă energetic având alimentare solară; stocarea surplusului de energie electrică în baterii de acumulatori, iar funcționarea este complet automatizată.
- utilizarea energiei electrice din panouri sau din acumulatori se face controlat de MPPT, în funcție de factorii de mediu și ciclul noapte - zi;

Instalația este mobilă, plutitoare, automatizată; a realizat îmbunătățirea vizibilă a aspectului apei lacului pe o suprafață de aproximativ 2500 m², după o lună de utilizare a instalației.

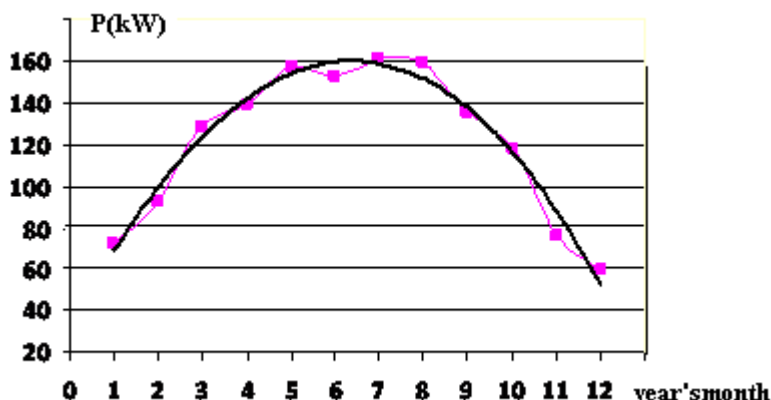


Fig. 7 Puterea maximă extrasă din 3 panouri pe fiecare din lunile anului

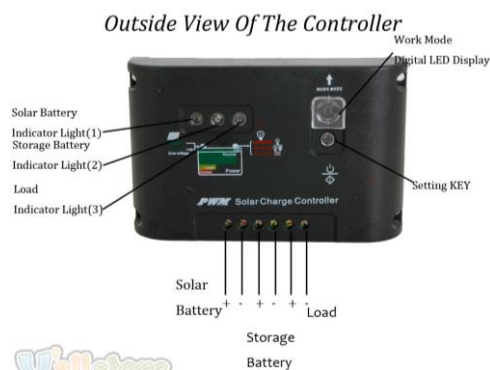


Fig. 8 MPPT Controller

3. CONCLUZII

Din punct de vedere al debitului masic de oxigen transferat în apă, W_{O_2} (46 mg O₂/h, pentru debitul optim al unui difuzor- v. tabelul 2) sistemul de aerare pneumatică prezentat este mai eficient decât sistemul de aerare mecanică (50 mg O₂/zi). Sistemul mecanic însă asigură o suprafață de aerare mai mare decât cel pneumatic, aproximativ 2500 m².

Sistemele de aerare pneumatică și mecanică prezentate în lucrare necesită un consum energetic redus. Amplasarea acestor sisteme pe platforme plutitoare (pe lacuri, iazuri, bazine de aerare etc.) necesită independență energetică, ce poate fi asigurată prin utilizarea unor panouri solare fotovoltaice de mici dimensiuni, care acoperă consumul energetic al instalațiilor propuse.

4. BIBLIOGRAFIE

1. S. Stoianovici, D. Robescu – Procedures and mechanical equipment for wastewater treatment, Ed. Tehnica, 1982.
2. N.C. Boelee, H. Temmink, M. Janssen, C.J.N. Buisman, R.H. Wijffels - Nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater effluent using microalgal biofilms, Water Research, Vol. 45, Issue 18, 2011, pag 5925-5922.

3. Bei Wang, Christopher Q. Lan - Biomass production and nitrogen and phosphorus removal by the green algae *Neochloris oleoabundans* in simulated wastewater and secondary municipal wastewater effluent, *Bioresource Technology*, Volume 102, Issue 10, May 2011, pag 5639-5644.
4. E.E. Prepas, T. Charette - Worldwide Eutrophication of Water Bodies: Causes, Concerns, Controls, Volume 9, Pages 311-331, www.sciencedirect.com/science/article/pii/B0080437516091696
5. V.H. Smith, G.D. Tilman, J.C. NeKola - Eutrophication: impact of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems, *Environmental Pollution*, Vol.100 Issues 1-3, 1999, pag. 179-196.
6. Neelam Verma - Restoration of urban lakes through aeration, *International Journal of Applied Environmental Sciences*, March, 2008
7. Davut Hanbay, Ahmet Baylar, Murat Batan - Prediction of aeration efficiency on stepped cascades by using least square, support vector machines *Expert Systems with Applications* 36 (2009), pag. 4248–4252
8. Robert B. Banks, Liqa Raschid-Sally, Chongrak Polprasert - Mechanical Mixing and Surface Reaeration, *Journal of environmental Engineering*, Vol. 109, no.1, 1993, pag. 232-241
9. Claude E Boyd - Pond water aeration systems, *Aquacultural Engineering*, Vol. 18, issue 1, 1998, pag. 9-40.
10. Georgescu S.-C., Bălan C., Broboană D., Nistoran D., *Dynamic bubbling regime visualisations for bubbler systems used to reduce the risk of ice jam formation*, In: Proc. of the International Conference on Energy and Environment CIEM2003, October 22-25, Bucharest, Editura Academiei Române, vol. I, pp. 3/227-3/232, 2003.
11. Băran Gh., Oprina G., Bunea F., *The bubbles emission stability generated by porous diffusers*, *Scientific Bulletin of the Politehnica University of Timișoara, Transactions on Mechanics*, vol. 50(64), pp. 191-196, 2005.
12. Iamandi C., Petrescu V., Damian R., Sandu L., Anton A., *Hidraulica instalațiilor. Calculul sistemelor hidraulice*, vol. II, Editura Tehnică, București, 2002.
13. Adrian Ciocanea, Sanda Budea - Hydraulic Instalation with Energetic Autonomy for Lakes Aeration, *Proceedings of International Conference of Hydraulics and Pneumatics - HERVEX* , 7-9 nov. 2012 ISSN 1454 – 8003.
14. A.Ciocanea, S.Budea, A.Dragomirescu – Hydraulic Installation for water aeration. *Journal of Mechanics Engineering and Automation* 3 (2013), 141-145, ISSN 2159-5275, DOI:10.5923/j.jmea20130303.2.
15. * * * 2007, “Planurile de management ale bazinelor hidrografice din Romania” -Probleme importante de gospodărirea apelor –Ministerul Mediului si Gospodării Apelor, Administratia Nationala “Apele Romane”.

Municipal ecological waste removal study by considering physical model computations

Tsakiris Cristian* și Rojanschi Vladimir**

* Șef lucrări doctor inginer autor correspondent Universitatea Ecologică din București, Facultatea de Inginerie Managerială și a Mediului, Tel: +40 21 316 7932, +40 74 055 2345, Fax: +40 21 316 6337
(E-mail: cristian_tsakiris@hotmail.fr)

** Prof. univ. doctor inginer Universitatea Ecologică din București, Facultatea de Inginerie Managerială și a Mediului, Tel: +40 21 316 7932, +40 72 233 1403, Fax: +40 21 316 6337
(E-mail: vrojanschi@gmail.com, vrojanschi@ueb.ro)

Rezumat

Activitățile umane în zone aglomerate generează cantități importante de deșeuri care revin în sarcina administrativă a municipalității de a le elimina ecologic. Sunt considerate trei tipuri de deșeuri spre a fi incinerate împreună: nămolul biologic provenit din epurarea apelor uzate, gunoiul menajer provenit din locuințe și care nu poate fi reciclat, materialul vegetal colectat în urma întreținerii parcurilor. Prin combinarea acestor trei tipuri de deșeuri, se obține un randament energetic pozitiv și avantajul procesării tuturor deșeurilor într-un singur loc. Etapele procesului de incinerare cuprind gazeificarea amestecului solid-lichid, comprimarea și arderea gazelor rezultate, destinderea gazelor arse pe turbina de gaz cu generare de energie mecanică și electrică iar în final se recuperează căldura gazelor arse. Incineratoarele performante existente sunt capabile să ardă practic complet gazele combustibile formând oxizi de valență maximă, care produc mult mai puțină poluare în comparație cu alte metode folosite. Consumul de combustibil necesar gazeificării amestecului solid-lichid și randamentul energetic global sunt calculate din bilanțuri calorice combinate cu relații termodinamice. Datele de intrare considerate sunt pentru compoziția nămolului care este dată de microorganismele utilizate, pentru elementele de bază prezente în gunoiul menajer nereciclabil și pentru substanțele chimice prezente în lemn și iarbă. Debitele de deșeuri se pot obține din rapoartele publicate de municipalitate. Arealul considerat pentru curățare de deșeuri este metropola București, iar locul de procesare ar fi în stația de epurare a apei Glina. Prin transformarea deșeurilor nereciclabile în substanțe simple degajate în atmosferă în foarte mare majoritate apă și bioxid de carbon și cenușă care ar fi folosită la construcția drumurilor, se reduce considerabil poluarea în marile aglomerări urbane. În acest fel, se realizează curățarea de deșeuri a habitatului uman cu un impact minim asupra mediului înconjurător împreună cu exploatarea unei surse de energie neconvențională.

Cuvinte cheie

Incinerare globală deșeuri, solide nereciclabile, nămol din stație epurare, resturi vegetale, calcule de bilanț termic, turbină de gaz, cogenerare

1. INTRODUCTION

Waste removal sensible progress has been noticed by the last three years in the Bucharest very crowded city by the operational opening of the Glina waste water treatment station deserving the entire town. Nowadays, mud resulted from water treatment operations is reduced by anaerobic digestion, dried and transported to fertilize lands. However, mud remains source of odour, proliferate microorganisms not so good for plants and human, and requires special transportation in non populated regions.

Another procedure, expensive, therefore less affordable, would be to incinerate mud as waste. The elevated cost comes from the burner performance, capable of complete oxidation and to the highest valence of all elements present in waste: carbon, nitrogen, sulphur, phosphorus, and maybe others. The complete oxidation proved possible by a very smart burner chamber construction that allows

like perfect gas mixing, propagating the flame in all burner volume. Despite the price, the advantages of waste burning procedure are the major water and carbon dioxide emissions in the air, completed with nitrogen oxides and very few sulphur and phosphorous oxides. Other advantages are the small area required by the incinerator, and the waste removal in situ. Finally, the resulted burnt gases heat potential is used to generate electricity and then domestic heat by cogeneration, practice sustained financially by Government Law (HG) in accordance with European Union regulations.

From a previous presentation (www.araexpoapa.ro, 2013), resulted that mud incineration process sustains itself energetically, by consuming fuel energy for mud heating and gasification, and mechanical energy for fuel gas compressing, balanced by produced mechanical energy thermodynamically from burnt gases and by heat cogenerated. In order to improve process energetic yield, discussions pointed to consider for incineration a more complex waste mixture, therefore to include non recyclable domestic waste (Tsakiris, Case Preliminary Study, 2013). Results showed that it would be theoretically, by calculations, possible to redirect this domestic waste gathered from entire city to mix with the Glina station mud, giving a reasonable energy profit. Nowadays, non recyclable waste is deposited in gaps, where waste decomposition occurs in a long time with remaining an infection and air odour pollution source.

In this study, these waste categories are extended by adding the vegetable park debris resulted mainly in the annual fashioning procedure, absolutely necessary for the security of the park visitors and for the park vegetation development. This kind of waste is generated for a limited period of time, compared with the other two categories, mud and non recyclable domestic waste.

2. LITERATURE REVIEW

Preoccupation on debris ecological removal have actually started in Japan, where the tsunami that followed the 2011 earthquake brought a lot of vegetable residues let on the land by the oceans water. Further earthquakes continue to bring debris in a rate that cannot be faced by actual disposal methods. They are looking for building temporary incinerators for this purpose only (ajw.asahi.com, 2014).

Concerning non recyclable waste ecological disposal by incineration, by the beginning of the 2013 year was reported that the incinerators capacity had passed over the household non recyclable waste rate. This would represent very good news, unless local economic and financial strategies turn this situation in accepting non recyclable waste from far EU regions not equipped with incinerators yet, and this means pollution by transport. In Romania there is a 10,800 t/yr capacity incinerator for solids, Mondeco, installed in Suceava County, Romania (www.mondeco.ro). From a 2007 statistical study in Bistrita town, 1 t/yr is generated for every 3 town inhabitants (Report Bistrita, 2007). Taking in account that since last two years group containers for recyclable waste like paper, metal and plastic, and glass have been spread at almost every few hundred meter distance one group from another, the amount statistically reported may have maintained at same level or even decreased.

Concerning mud waste coming from waste water stations, hardly can be found a report, and only for mud coming from industrial waste water treatment, where its caloric power and specific quantity is much higher than in domestic waste water (www.cist.gov.cn). Other better caloric mud is coming from petroleum refinement (Sauman, 1998). The cause of non incinerating mud would be its low energetic yield.

However, by combining these three waste types, this study aims to show a relative acceptable energy yield solution for ecological mud incineration.

3. WASTE CHARACTERIZATION

Required data are about waste rate amount and composition, separately for each type: waste treatment station mud, solid non recycled urban domestic waste, and park debris and cut grass.

Waste mud

Waste mud is coming of about one third from mechanical stage, which is most of inorganic nature (argyle and/or precipitate from chemical treatment) and of about two thirds from biological and digestor stage, which is most of microorganisms.

Mud rate. From local news report (www.ziare.com, 2010), the daily mud rate is of about 400 tonnes.

Mud composition. Concerning mud coming from mechanical and chemical stage, it produces mainly oxides of solid nature that will be collected as solid incineration residue and delivered outside of the treatment station as good material for road construction. This residual mechanical and chemical stage mud do not produce burnt gases, but consume heat energy in the overall solid gasification stage, and has to be considered in the incineration energetic efficiency calculation.

Mud coming from biological and digestion stages is mainly of bio organic nature, and according to experiments made on Escherichia coli cells in Ithaca University laboratories, the main components concentration are of 0.00084 g/ml amino acid, 0.00163 g/ml glucose, 0.0017 g/ml rib nucleotides, 0.1735 g/ml protein, mainly glutamate acid in the membrane composition, and the rest is water. Since cells keep suspended in water during their active life, the overall density can be assumed close to that of water, therefore the mud composition would be: 17.8 % different constituents (mainly glutamate acid) and 82.2 % internal cell water.

The glutamate acid has the molecular formula $C_5H_9NO_4$ and the following structure:

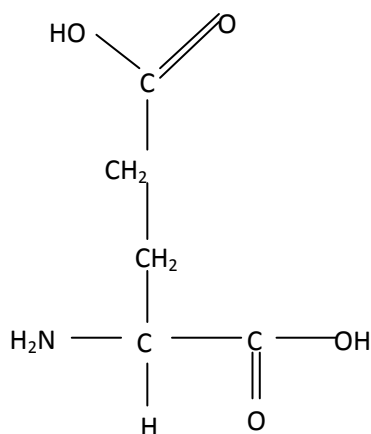


Figure 1 Glutamate acid structure

The glutamate heat of formation is computed according to its chemical bonds contribution (Figure 1):

$$\begin{aligned} \Delta H_{f, \text{glutamate}} &= 2 \cdot \Delta H_{OH, \text{alcohols}} + 2 \cdot \Delta H_{CO, \text{acid}} + 2 \cdot \Delta H_{CO, \text{alcohols}} + 4 \cdot \Delta H_{CC, \text{alkanes}} \\ &+ 5 \cdot \Delta H_{CH, \text{alkanes}} + \Delta H_{CN, \text{amines}} + 2 \cdot \Delta H_{NH, \text{amines}} = 2 \cdot 460,2 + 2 \cdot 1507 + 2 \cdot 314 \\ &+ 4 \cdot 262,3 + 5 \cdot 357,98 + 223,8 + 2 \cdot 348,5 = 8322,3 \text{ kJ/mol} \end{aligned} \quad (1)$$

The glutamate combustion equation is:



The heat of combustion is computed according to the combustion equation:

$$\begin{aligned}\Delta H_{c,glutamate} &= 5 \cdot \Delta H_{f,CO_2} + 4.5 \cdot \Delta H_{f,H_2O} + \Delta H_{f,NO_2} - \Delta H_{f,glutamate} \\ &= 5 \cdot 733 + 4.5 \cdot 460.2 + 255.3 - 8322.3 = -2331.1 \text{ kJ/mol} \\ &= \frac{-2331.1 \cdot 10^3}{(12 \cdot 5 + 1 \cdot 9 + 14 + 16 \cdot 4) \cdot 10^{-3}} = -15.858 \cdot 10^6 \text{ J/kg}\end{aligned}\quad (3)$$

No recycled domestic solid waste

No recycling waste rate. There is not found a nowadays statistics concerning amount collected for recycling from total domestic waste, but according to estimation in urban conditions, one can assume that the no recycled waste rate quantity diminished with 25 % from what presented in the 2007 report, and this estimation means actually 250 kg/person/yr of no recycled waste, i.e. 0.685 kg/person/day, which may be seem reasonably fair. According to demography report (ro.wikipedia.org, 2010), the waste amount is considered for 1,944,451 inhabitants registered in Bucharest city.

Not recycled waste composition. In the food waste, the main proteins supposed to exist are leucine ($C_6H_{13}O_2N$), lysine ($C_6H_{14}O_2N_2$) and methionyne ($C_5H_{11}O_2NS$), all estimated to be 65 % of total waste. By knowing the structured formulas (Niculae, 2009), and the binding energies between the constitutive atoms (Niac, 1984), the combustion heat for all these proteins results as:

$$\begin{aligned}\Delta H_{c,leucine} &= -3.425 \cdot 10^6 \text{ J/kg} \\ \Delta H_{c,lysine} &= -4.016 \cdot 10^6 \text{ J/kg} \\ \Delta H_{c,methionyne} &= -2.904 \cdot 10^6 \text{ J/kg}\end{aligned}\quad (4)$$

The three protein types are taken with equal quantities. Values show sensible less calorific substances than glutamate acid present in biological mud.

Other substances considered in this type of domestic waste are glucose, 15 %, cellulose, 10 %, and vinyl plastics, 10%, since not all recyclable waste is proceeded accordingly (Tsakiris, Preliminary Study, 2013).

$$\begin{aligned}\Delta H_{c,glucose} &= -15.764 \cdot 10^6 \text{ J/kg} \\ \Delta H_{c,cellulose} &= -17.796 \cdot 10^6 \text{ J/kg} \\ \Delta H_{c,vinyl} &= -50.321 \cdot 10^6 \text{ J/kg}\end{aligned}\quad (5)$$

Parks debris waste

As presented, the main waste components are the old debris collected, in spring, cut grass, in summer, and dead leaves, in autumn, i.e. 3 months consequently for every kind of waste.

Parks waste rate. There were not found source data, at least not reported or published. From informal discussions with personnel working on this, resulted that from an old tree result about 15 kg of debris and from a young tree about 5 kg of debris. Supposing mean 10 kg debris collected from a tree and a mean of 3 trees on 100 square meters, this means 300 tonnes/km². Concerning cut grass, estimation is of 10 tonnes/km². As for dead leaves, it is estimated to be 10 % of debris, therefore 30 tonnes / km². Park surface in Bucharest can be estimated from report of 21.3 m²/person (www.e-antropolog.ro, 2012). By knowledge of Bucharest population (ro.wikipedia.org, 2010), the total park surface in city would be 41.4 km². From surface park description (media.imopedia.ro, 2012), an estimated average of 20 % inner lake water and rest of 80 % trees surface, absolutely necessary in sunny hot days, arriving at a ground park surface of 33.1 km².

Parks waste composition. Debris contains cellulose, 45 %, lignin ($C_9H_{10}O_2$), 25 %, hemicelluloses ($C_7H_{11}O_6$), 20 %, polysaccharides ($C_{11}H_{22}O_{11}$), 5 %, and water, 5 %. Cut grass is 93 % water, 4.5 % carbohydrates, and 2.5 % proteins, therefore would not be an energetic source. As concerning dead leaves, one consider to have less one third of total water, i.e. 62 % water, 20 % carbohydrates, and 18 % proteins, chlorophyll being lost. Combustion heat is determined for organic molecules with or without oxygen using automatic calculation (home.fuse.net, 2009).

4. MASS BALANCE IN INCINERATION

Mass balance is very important to close exactly in order to base further heat balances in the burner. Converting presented information, there is a biological mud rate of 3.08 kg/s, not recycled waste rate of 15.42 kg/s, and seasonable waste: debris rate of 1.26 kg/s (in other seasons, cut grass rate of 0.04 kg/s, or dead leaves rate of 0.13 kg/s). Taking 10 % excess oxygen, there is 36.93 kg/s oxygen in air accompanied by 121.57 kg/s nitrogen, and giving a total mass of 178.27 kg/s entering the burner.

Considering inlet substances burnt practically in total, result CO_2 , 31.54 kg/s, H_2O , 15.89 kg/s, NO_2 , 4.48 kg/s, SO_2 , 1.44 kg/s, O_2 , 3.36 kg/s, and N_2 , 121.57 kg/s, as burning products, giving the same total of 178.27 kg/s.

Mass balance in burning reaction is perfect, and the components mass amounts may be used further in the heat balance.

However, since the greatest incinerator capacity is about 3,000 kg/h of non hazardous waste treatment, as mud and other domestic residues in this study case that means a maximum waste rate of 0.8 kg /s (www.addfield.co.uk, 2014).

Having a total waste rate of 21.31 kg/s means a necessary of $N = 21.31/0.8 = 27$ incinerators. So, all the amounts resulted in mass balance will be divided by N .

5. INCINERATION UNIT ARCHITECTURE

The installation for waste incineration is represented in **Error! Reference source not found.** and is made up of a centrifugal pump battery for feeding the mud waste *MW*, as viscous liquid mixture, in the feed of solid domestic and debris waste *DDW* that in the mixture with mud becomes better deformable in order to be pushed by a volumetric pump battery for solid pumping in the rotary kiln *RK* heated with methane gas combustible for humidity evaporation and removal in the first stage, and for dry waste gasification in the second stage. The resulted waste gases from *RK* pass through a rotary compressor *RC*, and then they are passed by the fixed furnace *FF*. The resulted burnt gases pass over the gas turbine *GT* linked with the rotary compressor and with the electric power generator *EG* and finally by the heat exchanger *HE*.

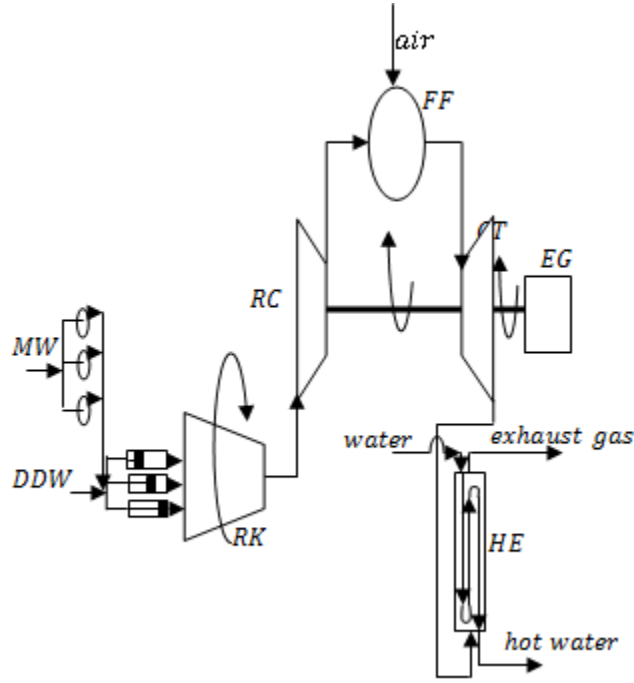


Figure 2 Waste incineration unit architecture

Rotary kiln, RK, and Rotary compressor, RC

The waste mixture is pumped in plug flow after solids are mixed with mud. Both solids and mud are in a dry state, mud coming warmed from digester and solid waste being transported in warmed rotary, as well. Once in the rotary kiln, large organic molecules are cracked giving smaller molecules that exist in gaseous phase, and therefore solid becomes gaseous. The process performs at the rotary kiln temperature of 420 °C and continues in the compressor after that by rising its temperature adiabatically at the same time with pressure.

Considering a mean specific heat of 660 J/(kg·K) for waste food and generalizing it for all waste, the necessary power heat for residues to arrive at the rotary kiln temperature is

$$H_{RK} = Q_w \cdot c_w \cdot (T_{RK} - T_f) = 0.789 \cdot 660 \cdot (420 - 40) = 198,000 W \quad (6)$$

T_f is waste coming temperature from digester or transporter

This power heat is assured by methane as fuel, $\Delta H_{c, fuel} = 56.4 \cdot 10^6 J/kg$, then the necessary methane is

$$Q_{fuel} = \frac{H_{RK}}{\Delta H_{c, fuel}} = \frac{198,000}{56.4 \cdot 10^6} = 0.0035085 kg/s = 0.0049159 Nm^3/s = 17.7 Nm^3/h \quad (7)$$

The obtained gas admission mechanical power is:

$$W_{RK} = p_{RK} \cdot Q_{v, RK} = 1.013 \cdot 10^5 \cdot 0.64 = 64,800 W \quad (8)$$

The gas waste is compressed moderately in order to enhance burning rate, but at the same time to maintain burning reaction equilibrium towards burn products; at the same time, a rotary compressor permits the presence of solid traces in the gas. The gas combustible mixture is compressed until 3.5 bar gauge pressure. The exit rotary compressor temperature is:

$$T_{RC} = T_{RK} \cdot \left(\frac{p_{RK}}{p_{RC}} \right)^{\frac{1-\gamma}{\gamma}} = (420 + 273.15) \cdot \left(\frac{1.013 \cdot 10^5}{3.5 \cdot 10^5 + 1.013 \cdot 10^5} \right)^{\frac{1-1.4}{1.4}} = 1062 K = 789 C \quad (9)$$

The mechanical power consumed, necessary to compress the waste gas mixture is:

$$W_{RC} = \frac{p_{RK} \cdot Q_{v,RK}}{\gamma - 1} \cdot \left[1 - \left(\frac{p_{RC}}{p_{RK}} \right)^{\frac{1-\gamma}{\gamma}} \right] = -86,245 W \quad (10)$$

Post combustion furnace, FF

Compressed waste gas is mixing with air coming from outside at ambient temperature and burn together. The flame temperature results from thermal balance:

$$\left(\sum Q_{in} \cdot c_{in} \right) \cdot T_{RC} + \sum Q_{in} \cdot \Delta H_{c,in} + Q_{air} \cdot c_{air} \cdot T_a = \left(\sum Q_{out} \cdot c_{out} \right) \cdot T_{FF} \Rightarrow T_{FF} = 963^\circ C \quad (11)$$

The mechanical power on burning gas extension is:

$$W_{FF} = p_{RC} \cdot (Q_{v,FF} - Q_{v,RC}) = (1.013 \cdot 10^5 + 3.5 \cdot 10^5) \cdot (5.2 - 0.22) = 2,247,000 W \quad (12)$$

Gas turbine, GT

Burnt gases are passed over the gas turbine, so they generate mechanical power:

$$W_{GT} = \frac{p_{RC} \cdot Q_{v,FF}}{\gamma - 1} \cdot \left[1 - \left(\frac{p_{GT}}{p_{RC}} \right)^{\frac{1-\gamma}{\gamma}} \right] = \frac{(1.013 \cdot 10^5 + 3.5 \cdot 10^5) \cdot 5.2}{1.4 - 1} \cdot \left[1 - \left(\frac{1.013 \cdot 10^5}{1.013 \cdot 10^5 + 3.5 \cdot 10^5} \right)^{\frac{1-\gamma}{1.4}} \right] = 2,038,000 W \quad (13)$$

Evacuation burnt gas mechanical power consumed:

$$W_{HE} = p_{GT} \cdot (0 - Q_{v,GT}) = 1.013 \cdot 10^5 \cdot (0 - 15.12) = -1,531,000 W \quad (14)$$

Heat exchanger, HE

Temperature gases after passing over turbine is:

$$T_{GT} = T_{FF} \cdot \left(\frac{p_{RC}}{p_{GT}} \right)^{\frac{1-\gamma}{\gamma}} \Rightarrow T_{GT} = 533^\circ C \quad (15)$$

Gases are additionally cooled to 250 °C for their heat recovery, and the power heat recovered is:

$$H_{HE} = Q_{m,out} \cdot c_{GT} \cdot (T_{GT} - 250) = 6.603 \cdot 1080 \cdot (533 - 250) = 2,020,000 W \quad (16)$$

6. OVERALL EFFICIENCY

The overall efficiency for the incineration unit is computed to heat net produced reported to heat of combustion:

$$\eta = \frac{-H_{RK} + (W_{RK} + W_{RC} + W_{FF} + W_{GT} + W_{HE}) + H_{HE}}{\sum Q_{in} \cdot \Delta H_{c,in}} = \frac{-198 + 2733 + 2020}{7800} = 58.4\% \quad (17)$$

7. CONCLUSIONS

The process efficiency improved very much by combining drying and consuming the mud in digester and mixing it with other more heat combustion power town wastes, as not recycled domestic waste and debris collected from maintenance activities in parks.

From obtained results, the unit energetic would become from balanced to profitable. The low content of humidity in the waste determined a good volume extension, inert part being much reduced, therefore mechanical work in the burning process increased significantly to contribute to global efficiency. The incinerator necessary numbers may not be prohibitive for an ecological investment.

8. BIBLIOGRAPHY

1. Sauman, M., Hasan, R., Subagjo, H., Broadmeadow, S., Clean-Up of Oil Base Drilling Mud Mixing Plant in the Vico Field, East Kalimantan, Using Incineration and Bioremediation Technology, 26th Annual Convention Proceedings, 3, 91-103 (1998).
2. C.M. Niculae, Aminoacids, 2009, *Online document*, Available : http://www.unibuc.ro/prof/niculae_c_m/bioinfo/aminoacizii.htm
3. G. Niac, V. Voiculescu, I. Baldea, M. Preda, "Formule, tabele, probleme de chimie fizica" (Physical chemistry formulas, tables and applications), Dacia, Cluj-Napoca, Romania, 1984.
4. Tsakiris, C., Preliminary Study of Domestic Waste Incineration Followed by Flue Gas Energy Recovery, *Ecology of XXI Century, Challenges and Perspectives*, pag. 440-450, Ed. ProUniversitaria, ISBN 978-606-647-988-2 (2013).
5. Tsakiris, C., Case preliminary study for municipal waste incineration, *News in Engineering*, volume 1, issue 1, pp. 12-18, Thomson Ltd., ISSN 1339-4886, Slovakia (2013).
6. www.araexpoapa.ro/images/ConferintaTehnica/2013/Prezentari/S2/1.TsakirisCristian.pdf
ajw.asahi.com/article/0311disaster/analysis_opinion/AJ201403010041
7. <http://www.no-burn.org/press-release-more-incineration-than-trash-to-burn-threatens-recycling-in-europe-1>
8. <http://www.mondeco.ro/despre%20noi.html>
9. http://www.cistc.gov.cn/englishversion/China_ST/China_STAdd4.asp?column=163&id=1967
10. http://archives.datapages.com/data/ipa/data/026/026003/91_ipa026c0091.htm
11. <http://media.imopedia.ro/stiri-imobiliare/top-10-parcuri-din-bucuresti-19802.html>
12. <http://www.e-antropolog.ro/2012/04/reteaua-de-spatii-verzi-bucuresti-londra-studiu-comparativ/>
13. <http://www.ziarulevenimentul.ro/stiri/Sanatate/iarba-grasa--520.html>
14. <http://www.ziare.com/stiri/ancheta/statia-de-epurare-de-la-glina-inchisa-dupa-inaugurare-987606> (2010).
15. http://ro.wikipedia.org/wiki/Demografia_României (2010).
16. <http://ro.wikipedia.org/wiki/Leucină>
17. <http://en.wikipedia.org/wiki/Lysine>
18. <http://en.wikipedia.org/wiki/Methionine>
19. <http://ro.wikipedia.org/wiki/Lignină>
20. <http://www.addfield.co.uk/index.php/high-capacity-mobile-incinerator-the-tb-ab-max>
21. <http://home.fuse.net/clymer/rq/index.html>

Aerarea - metoda de flotatie cu aer dizolvat

Mihai David* and Neculai Pascanu**

* Norchem SRL

(E-mail: office@norchem-aqua.ro)

** Norchem SRL

(E-mail: m.davide@norchem-aqua.ro)

Abstract

Treatment of wastewater is an energy intensive process. The cost of operating a wastewater treatment facility is increasing dramatically at current and projected energy costs. Energy efficient technologies are an important focal point in the planning and design of today's water treatment plant.

Aeration is the most energy intensive operation at a typical wastewater treatment plant. A small increase in aeration efficiency can result in substantial savings.

The dissolved air flotation method is used to generate very small air bubbles in water, used their bouyant force to float coagulate or solid items or deposited tiny solid materials and dissolved elements, and collect them when they surface.

The core of the system is a precise and sophisticated pumping mechanism that can generate plenty of micro-bubbles by three hydro-dynamic principles: Negative pressure sucking both air and water simultaneously from each port; air effectively mixed into water; finally properly producing pressurized air-enriched discharge. The pressurized air-enriched water is transferred into the bottom of the dissolved air flotation tank. Then it makes a bubble sparkling formation spreading and growing up to the water surface and finally form a sludge mat. It will be skimmed off.

Advantages of dissolved air flotation

- High contaminant removal efficiency- supplying a highly dense micro-bubble formation
- Continuously steady dissolved air flotation-fine adjustment not necessary during operation
- Applicable for additional installation- narrow space installation
- Minimum power consumption- power required for KTM only
- Easy maintenance and minimum operation cost- compact and simple in structure

Any gas of air, oxygen, ozone, etc. available for your purpose

Major applications:

- For removing impurities from well water in preparation for various industries (iron oxide, sulfit removal, etc.)
- For pre-treatment of waste water containing oils and fats.
- For removing sediments, suspended substances, sludge and algae (pond, lake purification)

The paper presents dissolved air flotation treatment technologies and equipment, design criteria and case studies.

Keywords

Dissolved air flotation, water treatment tech

1. INTRODUCERE

Tratarea apelor potabile si uzate este un proces consumator de energie. Costul de exploatare a instalațiilor de tratare a apelor a crescut semnificativ, raportat la costurile actuale ale energie și cele prognozate. Eficiența energetică este un criteriu important în proiectarea și exploatarea stațiilor de tratare.

Aerarea este operația cu cel mai mare consum de energie într-o instalație tipică de tratare a apelor uzate. O mică creștere a eficienței aerarii poate duce la economii substanțiale.

Metoda de flotație cu aer dizolvat (DAF) constă în generarea de microbule de aer în apă care antrenează și coagulează sedimentele foarte fine și elemente dizolvate și le colectează, atunci când ies la suprafață.

Elementul central al sistemului DAF este o pompa specială, care generează microbule de aer folosind trei principii hidro - dinamice: crează o depresiune care trage aer și apă simultan de la sursă; amestecă apa cu aerul și în cele din urmă produce sub presiune apă îmbogățită cu aer. Apa îmbogățită cu aer sub presiune este transferată la baza rezervorului de flotație. Aici se generează microbule care se răspândesc și se ridică până la suprafața apei antrenând sedimente și unde formează o spumă ce este îndepărtată.

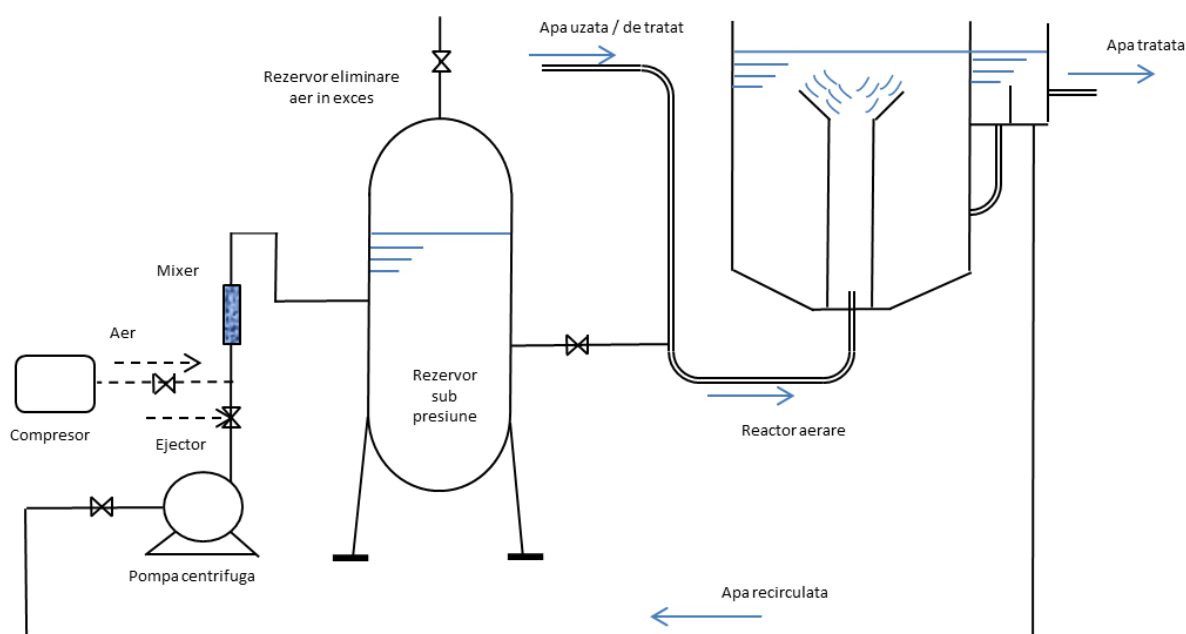


Figura 1 – Aerarea clasică

2. AVANTAJELE METODEI DE FLOTAȚIE CU AER DIZOLVAT

- O ridicată eficiență în îndepărtarea contaminanților din apă prin generarea unei formațiuni extrem de dense de microbule de aer.
- Proces continuu fără necesitatea unor intervenții în timpul funcționării.
- Spațiu necesar redus pentru instalații.
- Minimum consum de energie.
- Intreținere și funcționare simplă cu costuri minime.

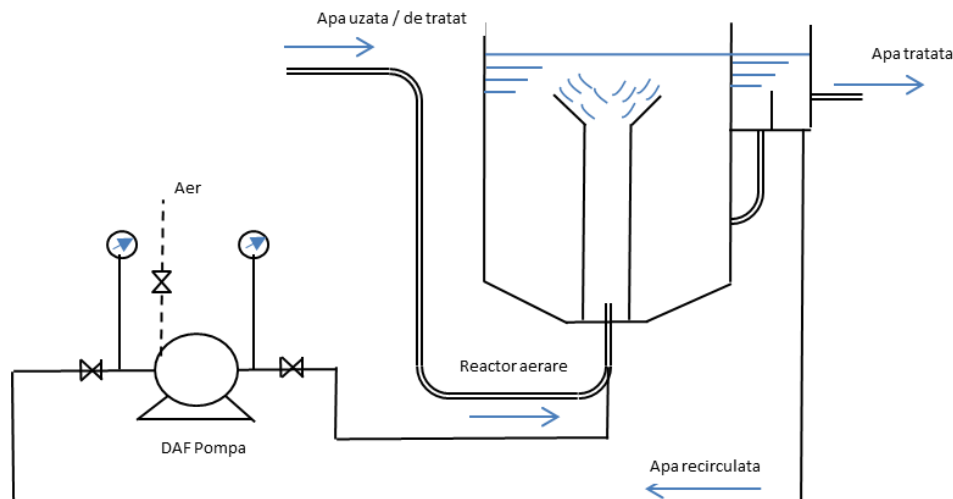


Figura 2 – Flotația cu aer dizolvat (DAF)

Tabel comparativ

Parametru	UM	Parametrii inițiali	Aerarea clasică	DAF
pH		6,5 (12°C)	6,6 (11°C)	7,1(12°C)
COD	mg/l	520	160	100
BOD	mg/l	820	280	180
Suspensii	mg/l	1120	150	21
Hexan	mg/l	35	27	4

Aplicații.

- Pentru îndepărtarea impurităților din apă din surse captate și în curs de pregătire pentru diferite industrii (deferizari, desulfurari, etc)
- Pentru tratarea apelor uzate care conțin uleiuri și grăsimi.
- Pentru îndepărtarea sedimentelor, substanțe suspendate, nămol și alge.

Industrii unde DAF este aplicată

- Clarificări de apă pentru fabrici de lactate, fabrici de bere, pește/carne, spălătorii, farmaceutice, textile, brutării.
- Industria celulozei și hârtiei - recuperarea fibrelor de celuloză.
- Fabrici de ulei - recuperarea uleiurilor.
- Semiconductori. – Înlăturarea compușilor metalici.
- Biocombustibili - Eliminarea algelor.
- Municipality, uzine de apă - clarificarea primară / secundară pentru apa potabilă.

Alte aplicații pentru amestec gaz - lichid

În funcție de scopul tratamentului se poate folosi aer, oxigen, ozon, etc.

- apă + aer (oxigen)
Îndepărtează fierul din apele captate, puțuri, fantani.
Furnizează oxigen în iazuri cu pește.

- Activează bacterii aerobe în fose septice și bazine de aerare.
- apă + ozon
 - Sterilizarea legumelor, fructelor, carne, pește și echipamentelor de gătit.
 - Sterilizarea apei potabile și a apei recirculată în piscine și spa-uri.
 - Elimină materie organică, fără urme de substanțe chimice în fabricația de semiconductoare.
 - Sterilizează și curăță în aplicații biologice și medicale.
 - Dezodorizează aerul în scrubere pentru fermele de porci, găini și diverse sisteme de evacuare.
 - Reduce excesul de noroi în tratamentele biologice.
- apă + dioxid de carbon
 - Neutralizează apele uzate alcaline și ape de cazan fără utilizarea substanțelor chimice.
 - Ajută la creșterea plantelor ornamentale în acvarii mari.
 - Ajută la recuperare de la oboseală și în terapia cu băi de apă carbogazoasă în facilități de sport, spa-uri și spitale.
- apă + hidrogen
 - Curăță suprafețe alcaline fără reziduuri chimice, în fabricația de semiconductoare.
- produse chimice + diferite gaze
 - Pentru reacții de polimerizare. Ex . fotocatalizatori, carbonat de calciu.
- apă + azot

Elimină oxigenul dizolvat în apa ultrapură și apa de cazan.

Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz

Dumitru Vâju*, Grigore Vlad*, Sorin Claudiu Ulinici*, Mihaela Hetvary*, Gabriela Baisan* and Varvari Sever*

* S.C. ICPE-BISTRITA S.A., Str.Parcului, Nr. 7, BISTRITA, cod 420035-ROMÂNIA, Tel/Fax: 0263-210938
(Email: dvaju@icpebn.ro)

Abstract

The paper presents an innovative technological process for water treatment to obtain drinking water from raw water (e.g. using surface water or underground water) which contains a wide range of pollutants such as: iron ions, hydrogen sulphide, arsenic, manganese, ammonium, nitrites, nitrates, humic acids, pesticides, herbicides, petroleum products, residues of drugs and cosmetics. Following treatment, after final processing, the parameters of drinking water will be in compliance with the in force law (law of water no. 458/2002 modified through law no. 311/2004). The automatic modules for drinkable water include the following stages: a pressurized aeration stage, a pre-oxidation stage with oxidants obtained by electrochemical processes, a bio-filtration stage and a disinfection stage with ozone which can be completed with sodium or calcium hypochlorite. The ammonium and nitrate concentration reduction from the water is done in a bio filter with sequential operation. In the filter volume, the ammonium ions are converted to nitrates by a nitrification process by fostering the nitrification conditions, following that during standby filtration, the nitrates are reduced to nitrogen gas through a denitrification process. The innovative technological system, here presented, is optimally controlled in order to minimize energy consumption and maximize performance. The work also includes a mathematical model of the main biochemical and physical processes used by the presented technology.

Keywords

Electrochemical oxidation, biofiltration, ozone, ammonium, nitrates, drinking water

1. INTRODUCERE

Datorită implementării programului de alimentare cu apă al localităților din România, în faza actuală, pentru multe localități rurale a căror consum nu depășește 100...300 m³/zi, singurele surse de apă disponibile în vecinătate sunt sursele de apă subterană- apa subterană extrasă din puțuri de medie adâncime (150...200 m), și, mai rar sursele de apă de suprafață cu un debit suficient și constant. Sursele de apă subterană au, în general, parametrii constanți în timp, dar în multe regiuni (Crișana, Banat, Oltenia, Bărăgan, Moldova, Dobrogea) acestea sunt impurificate cu ioni de fier, mangan, amoniu, nitrați și arsen, în concentrație mai mare decât valoarea maxim admisă de către normele legale în vigoare. Pentru comunitățile cu consumuri de apă relativ mici nu se justifică implementarea de stații de potabilizare a apei compuse din multe trepte de tratare, care să utilizeze în procesul de potabilizare reactivi chimici relativ greu de aprovizionat și care să necesite personal de operare cu experiență avansată în domeniu. În scopul rezolvării acestor cerințe, pentru reducerea poluanților menționați sub nivelul concentrațiilor maxim admisibile, la consumuri energetice și de reactivi moderate, relativ ușor de automatizat, se pretează foarte bine modulele de potabilizare a apei bazate pe procese de oxidare avansată a poluanților din apă urmate de procese de biofiltrare [1, 2].

Fluxul de tratare a apei se bazează pe oxidarea avansată a poluanților printr-un tratament electrochimic [3] și, eventual ozon, astfel încât substanțele organice macromoleculare, nebiodegradabile, să fie transformate/oxidate în substanțe cu molecule mai mici, ușor biodegradabile, astfel încât acestea să poată fi metabolizate și consumate de către bacteriile dopate în biofiltru [4].

Biofiltrul este un filtru în care pe suprafața materialelor filtrante se dezvoltă pelicule biologice (biofilme) alcătuite din bacterii care se hrănesc cu anumiți poluanți din apă. Pe lângă fenomenul de reducere biologică a poluanților în biofiltru, biofilmele dezvoltate micșorează porii materialelor filtrante din acesta, astfel încât caracteristicile de filtrare ale biofiltrelor se îmbunătățesc, ajungând în domeniul microfiltrării și ultrafiltrării [5]. Astfel, într-un singur biofiltru multistrat pot fi reduse concentrațiile pentru o gamă extinsă de poluanți. Procesul de biofiltrare a poluanților din apa destinată potabilizării a fost pus în evidență, din întâmplare, în anumite stații de potabilizare a apei în momentul în care pentru anumite perioade nu s-au mai adăugat reactivi în treapta chimică de tratare, iar spălarea filtrelor s-a făcut la intervale mai mari de timp, fiind observată, în timp, o evoluție pozitivă a parametrilor apei procesate. În momentul în care s-a făcut corelația dintre parametrii apei procesate (intrare-ieșire), cu populația de culturi bacteriene dezvoltate în mediile filtrante, procesele au început să fie înțelese.

Aceste procese au fost aplicate ulterior pentru a crește preformanțele unor procese existente, și, în special pentru a servi ca bază pentru o nouă generație de procese biologice de tratare oferind o îmbunătățire evidentă a performanțelor de filtrare. Apa rezultată din procesul de biofiltrare, săracă în oxigen, este tratată cu ozon în scopul creșterii gradului de oxigenare, a corectării gustului și a reducerii eventualilor nitriți. În scopul păstrării parametrilor apei potabile în rețeaua de distribuție a acesteia, la ieșirea din modulul de potabilizare, în apă, se dozează un biocid (hipoclorit de sodiu sau calciu).

2. PREZENTAREA PROCESELOR DIN FLUXUL DE POTABILIZARE AL APEI

Procesul de potabilizare a apei utilizat în cadrul modulelor automate de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple), așa cum s-a amintit mai sus, include trei trepte de tratare.

I. Treapta a-I-a- Precondiționare în vederea biofiltrării. Aceasta se face prin tratament electrochimic și aerare sub presiune, sau prin ozonizare urmată de o treaptă de tratare electrochimică. Atât procesul de ozonizare, cât și procesul de tratament electrochimic urmat de aerare, au rolul de a oxida ionii dizolvați în apă la o stare de valență superioară în vederea reținerii lor în materialele filtrante [6]. De asemenea, au rolul de a reduce materia organică naturală (NOM) prin oxidare totală sau parțială până la oxizi anorganici sau materie organică biodegradabilă, și de îmbogățire a apei cu oxigen pentru favorizarea reacțiilor de nitrificare-denitrificare din biofiltru. Reacția ozonului cu materia organică naturală poate avea loc pe calea ozonului molecular sau pe calea radicalilor liberi. Ambele căi au ca rezultat formarea unor compuși organici puternic oxidați, cu masă moleculară mică, rezultând o bună biodegradabilitate a apei. În figura 1 este reprezentată concentrația de carbon organic asimilabil (AOC) obținută în urma tratamentului cu ozon a acizilor humici [7]. La doze specifice de ozon mici (de ex. până la 1,5 mg O₃/mg DOC) s-a observat o relație liniară între doza de ozon și formarea AOC. Pentru doze mari de ozon, ratele de formare AOC ajung la saturatie. Acest lucru se poate datora efectului următor: doze mai mari de ozon oxidează o parte dintre compușii cu masă moleculară mică la CO₂, și, în paralel, crește concentrația AOC datorită compușilor cu masă moleculară mare rămași. Atunci când se utilizează ozon în tratamentul de obținere a apei potabile sunt necesare măsuri de protecție speciale pentru a ne asigura că următoarele etape de tratare sunt bine proiectate pentru a elimina compușii ușor biodegradabili.

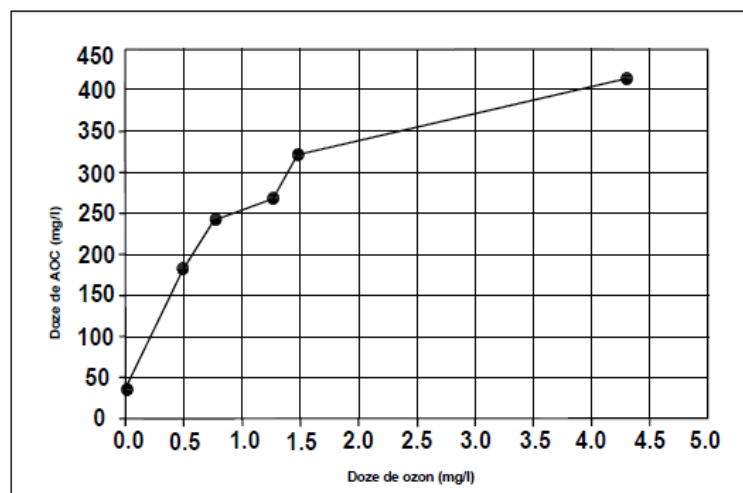
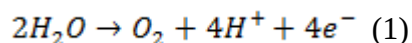


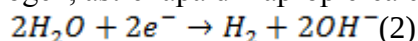
Figura 1 – Efectul dozei de ozon asupra formării AOC [7]

Tratamentul electrochimic urmat de oxigenarea apei (cu oxigen pur sau cu aer) are un efect similar ozonizării apei. În procesul electrochimic de tratare a apei, electrozii (cel puțin un catod și un anod) sunt imersați fie direct în volumul de apă ce trebuie tratat, fie într-o conductă de by-pass. Un curent continuu sau pulsatoriu este aplicat între electrozi, conducând la electroliza apei, în acest mod reacția producându-se „in situ”.

La anod principalul produs este oxigenul, având loc acidificarea apei în vecinătatea anodului:



La catod, se formează hidrogen, astfel apa din apropierea catodului devine alcalină [8]:



Prin utilizarea pulsurilor de curent și prin curgerea turbulentă pe muchii cu rază mică se obțin zone locale cu densitate mare de energie disipată care fac posibile unele reacții chimice, care în condiții obișnuite nu au loc, fiind urmate de o difuzie la scara nanometrică a produșilor de reacție. Oxidarea electrochimică este o tehnică electrochimică eficientă, care este folosită pentru oxidarea diferiților compuși din apă. Această tehnică este, de asemenea, ecologică, deoarece nu se utilizează reactivi chimici [9]. Oxidarea electrochimică depinde de alegerea anodului, putând fi inițiată prin transferul direct a unui sau a mai mulți electroni de la substrat la anod, sau substratul poate fi oxidat indirect de către intermediari formați în urma oxidării apei. În urma tratamentului electrochimic, la catod se degajă și hidrogen în cantități mici (aprox. 0,4 l de hidrogen în condiții normale este produs de un amper*oră-Ah), care nu crează probleme în majoritatea cazurilor, iar în cazul biofiltrării facilitează procesele. Atât în urma ozonizării, cât și a tratării electrochimice se obțin următoarele efecte: oxidarea substanțelor dizolvate în apă, pre-dezinfectia apei, și reducerea concentrației de substanțe organice [10]. Un avantaj suplimentar al tratării electrochimice în raport cu procesul de ozonizare este dat de generarea apei cu un potențial redox (ORP) scăzut sau chiar negativ, potențial care favorizează reacțiile biochimice din biofiltru. Apa obținută în urma tratamentului electrochimic are o tensiune superficială mai scăzută, rezultând o cădere de presiune hidraulică pe biofiltru mai mică, ceea ce duce la o scădere a consumului energetic necesar funcționării modulului de potabilizare, iar produșii de reacție rezultați sunt dispersați în apă atașați unor structuri nanometrice, fiind astfel utilizați mai eficient de către biomasa din biofiltru. De asemenea, în apă, concentrația nitratilor este mai mică decât în cazul ozonizării.

II. Treapta a-II-a- Biofiltrarea. Aceasta este realizată într-o singură etapă, în filtru multimedia dopat cu bacterii specifice de reducere a poluanților țintă, în condițiile reglării permanente a concentrației oxigenului din apă. S-a observat că filtrele cu cărbune activ granular (GAC) și nisip cuarțos au fost capabile să elimine NOM-ul chiar dacă capacitatea de adsorbție fizică este epuizată, acest aspect stând la baza dezvoltării unor procese de biofiltrare pentru tratarea apei potabile. Datorită costurilor scăzute de întreținere și a eficienței de reducere a poluanților, biofiltrarea a devenit un proces atractiv de tratare. Când sunt puse în funcțiune noi biofiltre, acestea trec printr-o fază de colonizare pentru a-și dobândi activitatea de biodegradare completă. Creșterea biofilmului în biofiltrele noi este un proces lent, al cărui timp de creștere este de ordinul lunilor. Pentru a reduce timpul de formare a biofiltrelor, materialele filtrante, la montaj, se dozează cu bacterii specifice pentru reducerea poluanților. De asemenea, ori de câte ori este necesar, se introduc culturi de bacterii la intrarea în biofiltru. Elementul critic pentru reușita funcționării biofiltrului constă în controlul și menținerea biomasei în stare bună pe suprafața mediului suport. Deoarece performanța biofiltrului depinde de activitatea microbiologică, pentru o funcționare de lungă durată este necesară o cantitate constantă de substrat (substanțe organice și nutrienți) în influent. Procesele biochimice din celula vie (metabolismul) pot fi clasificate, după modul de utilizare a energiei, în: a) procese de dezasimilație sau catabolism – consumatoare de materii organice și producătoare de energie în urma degradării substanțelor (exoterme); b) procese de asimilare sau anabolism – ce cuprind reacțiile care conduc la sintetizarea unui material celular nou pe baza energiei eliberate în faza de catabolism (endoterme). În ambele faze reacțiile biochimice, deosebit de complexe, au loc în trepte succesive, fiecare treaptă fiind catalizată de enzime specifice. Dezvoltarea biofilmelor pe suprafața solidelor în contact cu apa trece prin patru etape de evoluție care sunt:

- Formarea filmului de condiționare;
- Aderarea inițială a microorganismelor pe suprafață;
- Creșterea biofilmului
- Maturarea biofilmului – echilibru între acumulare și detașare.

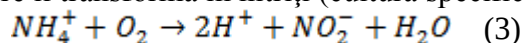
Dezvoltarea, morfologia și stabilitatea fizică a biofilmelor sunt influențate de câțiva factori ca: temperatura și pH-ul, condițiile chimice și hidrodinamice, natura substratului și furnizarea nutrienților. Schimbări în chimia apei pot destabiliza biofilmul, cauzând ruperea acestuia. Vitezele mari de curgere (curgerile turbulente) pot determina forfecarea biofilmului. Ambele procese ar putea duce la mobilizarea materialului microbial prin sistemul de pori și, prin urmare, ar putea determina creșterea concentrației bacteriene în efluent, cu rezultate negative pentru procesul de biofiltrare. Culturile de bacterii întâlnite în secțiunile de transport și de procesare a apei potabile sunt legate de substanțele dizolvate în apă, care alături de carbon sunt utilizate de către acestea ca și nutrienți. Acestea sunt:

- Bacterii din ciclul azotului, în special cele de nitrificare și denitrificare;
- Bacterii din ciclul fierului și manganului;
- Bacterii din ciclul sulfului.

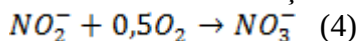
În funcție de scopul urmărit, biofiltrul poate opera în regim de **filtru de nitrificare** sau de **filtru de denitrificare**.

Filtrul de nitrificare (reducerea amoniului)

Culturile bacteriene din interiorul biofiltrului aderă, în primă etapă, la suprafața materialului filtrant și consumă amoniul pe care îl transformă în nitriți (cultură specifică de *Nitrosomonas*).



În a doua etapă, bacteriile care oxidează nitriții (*Nitrobacter*), oxidează nitriții la azotați. Viteza de reacție a oxidării nitriților în azotați este mai mică decât reacția de nitrificare, astfel că viteza întregului lanț de reacție este dată de viteza acestei reacții:



Pentru ca aceste reacții să se poată desfășura, concentrația oxigenului dizolvat în apa din influent trebuie să fie suficientă, ținând cont că fiecare mg de amoniu necesită 4,5 mg de oxigen. Dacă concentrația amoniului în influent este mai mare de 3 mg/l, necesarul de oxigen este mai mare decât concentrația dizolvată în influent, diferența de concentrație de oxigen fiind, în acest caz, suplinită prin oxigenare la baza filtrului (figura 2). Pentru a ține activ biofilmul, filtrul trebuie să fie tot timpul umplut cu apă, chiar în perioadele de stand-by (lucru realizat prin intermediul unei „lire” de ieșire, evidențiată în figura 2). De asemenea, pentru respirație și creștere, biofilmul are nevoie de o sursă de carbon organic sau anorganic (dioxid de carbon), și de fosfor. Dacă aceste componente nu există în apa de intrare, substanțele amintite se dozează în influent.

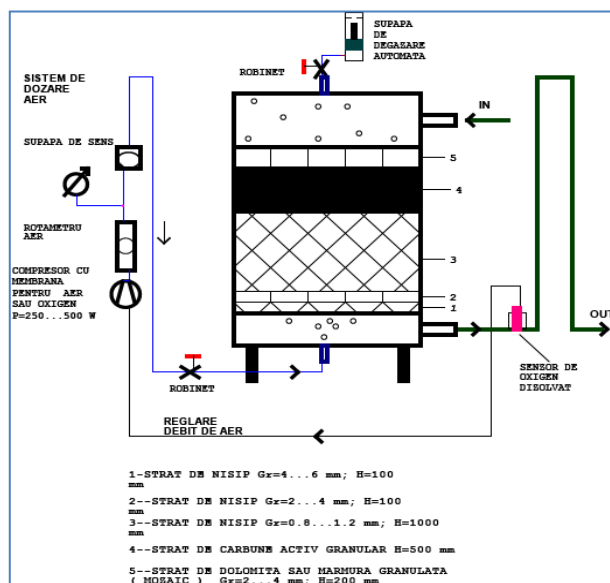
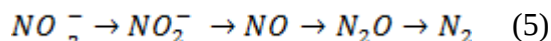


Figura 2. Schema de principiu a biofiltrului de nitrificare (reducerea amoniului)
Filtrul de denitrificare (reducerea nitraților)

Filtrul de denitrificare (reducerea nitraților) este utilizat în cazul în care în sursa de apă, concentrația nitraților este mare, iar prin procesul de potabilizare utilizat în mod curent concentrația acestora în apa procesată la ieșirea din stație depășește concentrațiile maxim admise (50 mg/l). De subliniat că această valoare a concentrației maxim admise este în contradicție cu recomandările medicale, conform cărora, pentru ca o apă să fie sanogenă, mai ales pentru copii, concentrația nitraților nu trebuie să depășească pragul de 10 mg/l. Diferența dintre cele două valori duce la concluzia că mulți producători de apă nu livrează o „apă sanogenă pentru toți consumatorii”, sau, altfel spus, apa potabilă livrată prezintă „riscuri pentru anumiți consumatori” dacă concentrația nitraților din apă depășește 10 mg/l.

Concentrația mare de nitrați din sursele de apă se datorează atât utilizării în agricultură a îngrășămintelor chimice, cât și azotaților dizolvați din roci. Reacția de denitrificare se derulează conform relației 5:



Filtrul de reducere a nitraților are aceeași configurație ca și biofiltrul utilizat pentru nitrificare cu următoarele modificări:

- Materialele filtrante se dopează cu bacterii denitrificatoare;
- Apa din influent nu se oxigenează deoarece reacțiile biochimice de denitrificare se desfășoară în absența oxigenului (maxim 0.1...0.2 mg/l);

Astfel, biofiltrele din componența modulelor de potabilizare a apei, în timpul filtrării apei se comportă ca biofiltre de nitrificare, iar în timpul pauzelor de filtrare, trec în faza de filtre de denitrificare, reducând nitrații din apă. Acest lucru se observă după mai multe săptămâni de funcționare a biofiltrelor. În timpul pauzelor de filtrare este foarte important ca materialele filtrante să fie imersate în apă, pentru a păstra biofilmele din acestea active și, în acest scop, la ieșirea din biofiltru există o coloană verticală care previne golirea biofiltrului. În funcție de încărcarea apei, temperatura și pH-ul acesteia, debitul de filtrare și volumul straturilor multimedia, există un raport optim al eficienței de reducere a azotului din apă, între perioada de filtrare și de pauză a biofiltrului.

Efectul de reducere simultană a mai multor poluanți

Materialele filtrante din componența biofiltrului (nisipul cuarțos de ex.) sunt capabile, de asemenea, să rețină și alți poluanți din apă, de exemplu fierul și manganul aduse la o formă superioară de oxidare în urma treptei de pre-oxidare a apei. În cadrul filtrului biologic, la echilibrul dintre formele reduse ale fierului și manganului (dizolvate) și formele oxidate-precipitate, se dezvoltă biofilme care secretă polimeri extracelulari care înglobează oxizii de fier și mangan reținându-i cu o eficiență mare.

III. Treapta a-III-a- Dezinfecția și îmbogățirea în oxigen. Aceasta se realizează utilizând procese de ozonizare la concentrații ridicate de ozon (obținut din oxigen). Utilizând ozonul în treapta de dezinfecție a apei se reduc eventualele nitriți rezultați din treapta de biofiltrare, se corectează gustul apei, iar concentrația substanțelor organice dizolvate în apă tinde spre valoarea 0. Acest lucru este foarte important, mai ales în cazul utilizării ca și dezinfectant a unui biocid remanent pe bază de clor, caz în care probabilitatea apariției trihalometanilor este dată de relația următoare [11]:

$$C_{\text{TRIHALOMETANI}} = 43.78 \cdot (C_{\text{TOC}})^{1.248} \quad (6)$$

Așa cum arată relația anterioară, cu cât este mai mică concentrația carbonului organic total prezent în apă (COT), cu atât este mai mică probabilitatea de apariție a trihalometanilor în apă, aceștia fiind considerați produși cancerigeni.

În cazul în care rețelele de distribuție a apei potabile nu prezintă siguranță, adică sunt vechi, pline de depuneri și cu risc ridicat de infestare a apei pe conducte, fluxul de dezinfecție a apei se completează prin dozarea hipocloritului de sodiu sau calciu.

3. PREZENTAREA FLUXURILOR DE POTABILIZARE A APEI UTILIZATE

Ca și aplicații tipice, prezentăm două module de potabilizare a apei implementate în localitățile Ghilad-județul Timiș și Goiești-județul Dolj. Modulul de potabilizare a apei din localitatea Ghilad folosește ca sursă de apă două puțuri forate până la al doilea strat de apă freatică.

Apa conține: fier, mangan și amoniu peste limita admisă de legislația în vigoare (amoniu- 1,2 mg/l, 1,7 mg/l fier și 0,2 mg/l mangan). De asemenea, sunt prezente culturi de bacterii coliforme. Pentru corectarea parametrilor neconformi ai apei s-a implementat un modul de potabilizare a apei care este constituit din 3 trepte: treapta de oxidare avansată cu ozon și tratare electrochimică cu curenți pulsatorii de medie frecvență (care generează radicali hidroxil)- în scopul oxidării ionilor de fier și mangan și de asemenea în scopul dezinfectiei apei, treapta de filtrare –are drept rezultat reținerea impurităților pe un filtru cu nisip și cărbune activ, și treapta de dezinfecție finală (Figura 3). În această din urmă treaptă, apa limpezită care se obține la ieșirea din filtru este supusă procesului de dezinfecție finală (cu ozon) în treapta a doua de oxidare, după care apa ajunge într-un rezervor de stocare de unde este pompată către utilizatori prin intermediul unui grup hidrofor. Monitorizarea procesului de potabilizare se face prin măsurarea on-line a potențialului redox al apei după treapta a doua de ozonizare, și reglarea producției generatorului de ozon. Procesul de potabilizare a apei se consideră corect în momentul în care potențialul redox al apei rezultate este mai mare de 740 mV. În acest caz materialele filtrante nu au fost dopate cu bacterii nitrificatoare, dar în decurs de aproximativ 60 de zile de la punerea în funcțiune, acestea s-au dezvoltat pe cale naturală, astfel încât concentrația ionului de amoniu la ieșirea din filtru a scăzut de la 0.6 mg/l în primele zile de funcționare la o valoare nedetectabilă după timpul de funcționare menționat, filtrul funcționând în regim de biofiltru.

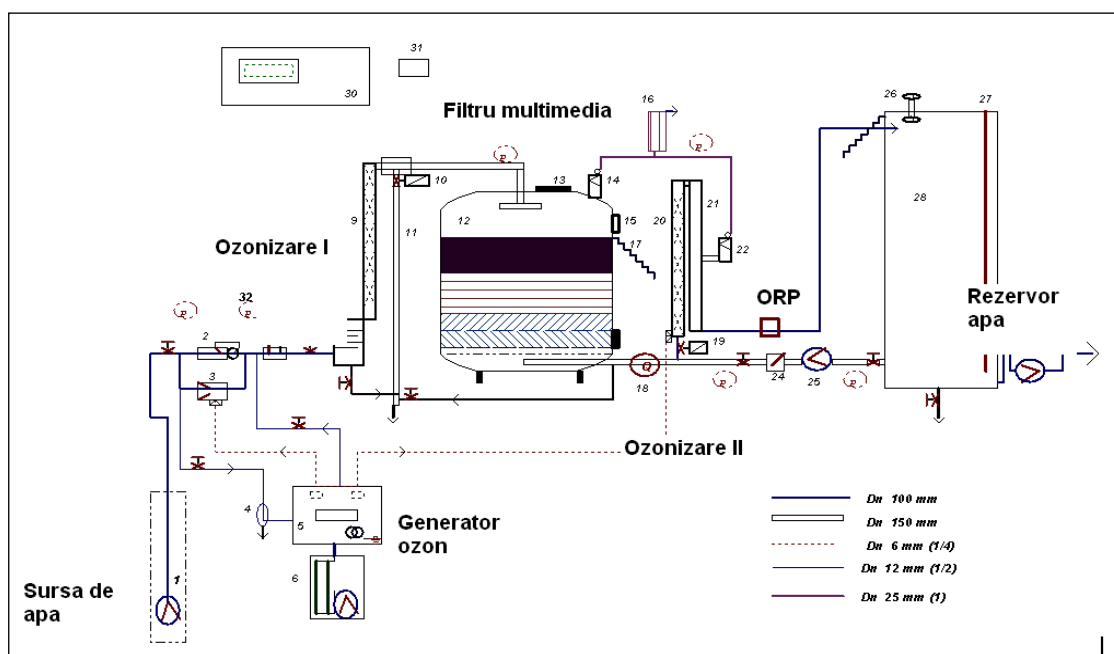


Figura 3. Schema modului de potabilizare a apei utilizând oxidarea avansată și biofiltrarea, modul implementat în localitatea Ghilad-județul Timiș

Modulul de potabilizare a apei din localitatea Goiești-județul Dolj este destinat reducerii ionului de amoniu prezent în cele două puțuri de apă, la o concentrație de 6 mg/l. Pentru potabilizarea apei, modulul este constituit dintr-o treaptă de oxidare avansată (aerarea apei în conducta de intrare și tratament electrochimic cu ajutorul curenților pulsatorii de medie frecvență) (vezi figura 4) și o treaptă de biofiltrare (biofiltru cu nisip și cărbune activ, dopat la punerea în funcțiune a modulului cu bacterii de nitrificare).

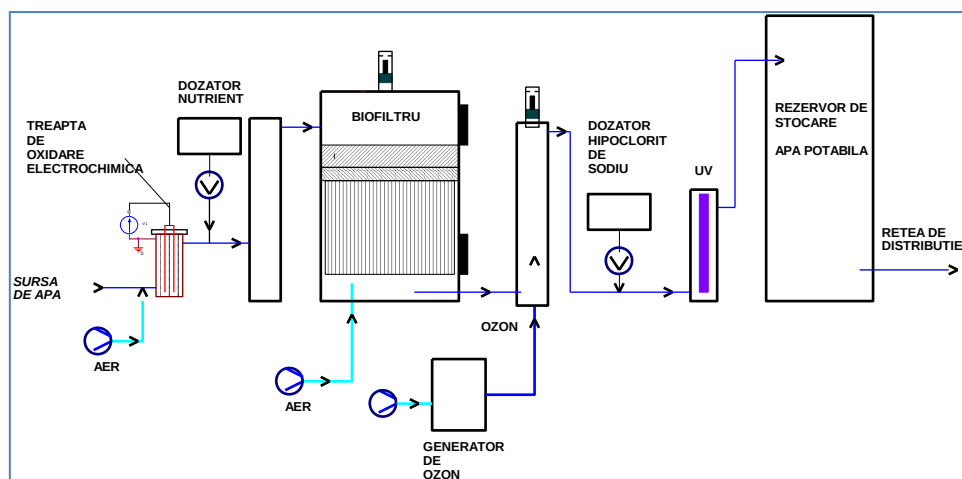


Figura 4. Schema modului de potabilizare a apei utilizând oxidarea avansată și biofiltrarea, modul implementat în localitatea Goiești-județul Dolj

Pentru satisfacerea cererii de oxigen din biofiltru, la baza acestuia se introduce aer prin intermediul unui compresor uscat, cu membrană. Apa limpezită care se obține la ieșirea din biofiltru, săracită în oxigen dizolvat, este supusă procesului de dezinfecție finală care se face prin oxidare avansată cu ozon și lumină ultravioletă (oxigenarea și reducerea încărcăturii microbiologice). Pentru păstrarea parametrilor apei în rețeaua de distribuție, în apă se dozează hipoclorit de sodiu (păstrarea potențialului redox ridicat pe o durată mare). Monitorizarea și controlul procesului de potabilizare se face prin măsurarea on line a potențialului redox a apei după ieșirea din modulul de potabilizare, prin reglarea producției generatorului de ozon. Modulul de potabilizare a apei funcționează până la atingerea valorii de nivel maxim impusă în bazinul de stocare, moment în care nu mai circulă apa prin biofiltru și nu se mai injectează aer la baza acestuia, astfel încât concentrația oxigenului dizolvat în apa din filtru scade spre valoarea zero, apărând condițiile de existență a bacteriilor de reducere a nitraților la azot gazos (denitrificare). Apariția acestor culturi de denitrificare a fost pusă în evidență prin măsurarea nitraților în apa filtrată la începutul ciclului de filtrare și la sfârșitul acestuia. Ciclul de tratare a apei în modulul de potabilizare se reia în momentul în care nivelul apei în bazinul de stocare ajunge la valoarea minimă prestabilită. În scopul menținerii culturilor de bacterii de nitrificare și de denitrificare, în apa de intrare în biofiltru se dozează o concentrație mică de nutrienți (acid acetic și acid fosforic alimentar).

4. MODELAREA PROCESULUI DE BIOFILTRARE (REDUCEREA AMONIULUI)

Un model matematic este o încercare sistematică de a traduce conceptual înțelegerea fenomenelor din lume reală în termeni matematici, în scopul estimării stărilor viitoare ale modelului pornind de la o anumită stare prezentă. De aceea, un model este un instrument valoros pentru o deplină înțelegere a funcționării unui sistem. Prin simularea diferitelor scenarii (evoluția în timp a parametrilor de intrare), modelele permit utilizatorilor să ajusteze parametrii operaționali ca: debitele de apă procesată, dozele de aer sau ozon, timpi de operare, etc., la nivelele optime. Din punct de vedere a evoluției în timp, modelele sunt statice (nu depind de timp - procese ajunse la starea de echilibru) și dinamice (proces în stările tranzitorii). Pentru modelarea unui proces produs într-un bioreactor (biofiltru), ca și în oricare alt caz, se pornește de la relația de conservare a masei

și energiei, aplicată atât fiecărei specii chimice, cât și întregului sistem. Complexitatea unui model se alege în așa fel încât acesta să fie util, adică soluțiile rezultate prin rularea modelului să se încadreze în toleranțele impuse. În acest caz tratăm toate microorganismele ca pe un sistem cărui i se atribuie o rată medie de creștere. Aplicând legea conservării masei, se scrie [12]:

$$\frac{\text{Rata acumulata}}{\text{in volumul } V} = \frac{\text{Rata de intrare}}{\text{in volumul } V} - \frac{\text{rata de iesire}}{\text{in volumul } V} + \frac{\text{Rata rezultata din reactie}}{\text{in volumul } V} \quad (7)$$

unde:

- V este volumul reactorului (biofiltrului) măsurat în m³;
- Q₀ debitul de intrare măsurat în m³/s;
- Q₁ debitul de ieșire măsurat în m³/s;
- ρ densitatea lichidului (apa) măsurată în kg/m³.

Pentru un anumit substrat S (prin substrat se înțelege o substanță chimică supusă reacției, de ex. amoniu, nitrat)

$$\frac{d(V \cdot S_1)}{dt} = Q_0 \cdot S_0 - Q_1 \cdot S_1 + r_S \cdot V \quad (8)$$

unde:

- S₀- este concentrația de intrare măsurată în kg/m³;
- S₁- concentrația de ieșire;
- r_S-rata de reducere a poluantului S de către biofilmul X (biomasa), măsurată în kg/(m³ sec)

Ratele (vitezele) de reacție sunt date de:

$$r_X = \mu \cdot X_1 = \frac{\mu_{MAX} \cdot S_1}{K_s + S_1} \cdot X_1$$

și

$$r_S = \frac{-r_X}{Y_{X/S}} = -\frac{\frac{\mu_{MAX} \cdot S_1}{K_s + S_1} \cdot X_1}{Y_{X/S}} \quad (9)$$

Vitezele de reacție r_i se deduc din starea staționară (de echilibru, adică dS/dt=0 și dX/dt=0). Ratele de reacție sunt de tip Monod. Sistemul de ecuații diferențiale care se formează pornind de la relația (8) în care se introduc ratele de reacție redată de relația (9), se transformă într-un sistem de ecuații integrale (10) care reprezintă evoluția substratului și a biomasei în funcție de timp. Acesta este cel mai simplu model al biofiltrului pentru reducerea amoniului, și exprimă tranziția modelului de la starea inițială la starea de echilibru dinamic.

$$dS_1 = \int \left(\frac{Q_0}{V} \cdot S_0 - \frac{Q_1}{V} \cdot S_1 - \frac{\frac{\mu_{MAX} \cdot S_1 \cdot X_1}{K_s + S_1}}{Y_{X/S}} \right) \cdot dt$$

$$dX_1 = \int \left(\frac{Q_0}{V} \cdot S_0 - \frac{Q_1}{V} \cdot X_1 - \frac{\mu_{MAX} \cdot S_1 \cdot X_1}{K_s + S_1} \right) \cdot dt \quad (10)$$

Reacția de nitrificare în volumul biofilmului fixat pe suprafața materialului filtrant se desfășoară în doi pași: oxidarea amoniului la nitriți, urmată de oxidarea nitriților la nitrați. Putem considera modelul biofiltrului ca fiind format din două subsisteme de microorganisme cărora le atribuim rate medii de creștere. Substratul pătrunde în interiorul biofilmului prin difuzie. Pentru filtrele de apă, deci și pentru biofiltre, sistemul de axe se poate reduce la două dimensiuni, o axă pe înălțime notată de obicei cu x sau h pe direcția de curgere a apei și o axă radială, notată de obicei cu z, pe direcția de dezvoltare a biofilmului. Considerând că biofilmul s-a dezvoltat uniform pe direcția x de curgere a apei, se poate scrie relația bilanțului de masă pentru substrat sub forma:

$$\frac{\delta S}{\delta t} = D_S \cdot \frac{\delta^2 S}{\delta Z^2} + r_S \quad (12)$$

Particularizând pentru fiecare specie chimică de substrat rezultă:

$$\frac{\delta NH_4^+}{\delta t} = D_{NH_4^+} \cdot \frac{\delta^2 NH_4^+}{\delta Z^2} - r_{NH_4^+}$$

$$\frac{\delta NO_2^-}{\delta t} = D_{NO_2^-} \cdot \frac{\delta^2 NO_2^-}{\delta Z^2} + r_{NH_4^+} - r_{NO_2^-}$$

$$\frac{\delta NO_3^-}{\delta t} = D_{NO_3^-} \cdot \frac{\delta^2 NO_3^-}{\delta Z^2} + r_{NO_2^-}$$

$$\frac{\delta O_2}{\delta t} = D_{O_2} \cdot \frac{\delta^2 O_2}{\delta Z^2} - s_1 \cdot r_{NH_4^+} - s_2 \cdot r_{NO_3^-} \quad (13)$$

Pentru fiecare poluant (amoniu, fier, mangan) coeficientul care reprezintă cererea de oxigen are altă valoare :

$$I_{pollutant}(t) = \frac{J_{O_2 \max.}}{C_{CERERE_{O_2}}} \cdot \left(\frac{C_{pollutant}}{K_{pollutant} + C_{pollutant_s}} \right) \cdot E_0 \cdot \exp.(-k_N(t) \cdot H) \quad (14)$$

unde:

- $J_{POLUANT}(t)$ este fluxul de (POLUANT) care intră în biofilm ($g/m^2 \times zi$);
- $J_{OXIGEN-MAX}$ fluxul de oxigen, care depinde de caracteristicile materialului filtrant ($g/m^2 \times zi$);
- $C_{CERERE-OXYGEN}$ coeficientul stoichiometric al reacției biochimice;
- $K_{POLUANT}$ valoarea de jumătate a valorii de saturație a concentrației poluantului (mg/l);
- $C_{POLUANT}$ concentrația poluantului la intrare (mg/l);
- E_0 eficiența biofiltrului (adimensional);
- $k_N(t)$ constantă empirică de reducere a poluantului la timpul t de la începerea biofiltrării (m^{-1});
- H înălțimea stratului biofiltrant (m).

În această relație trebuie să se cunoască parametrul E_0 , care este eficiența de reducere a poluantului de către biofiltru, eficiență obținută în general după câteva zile de funcționare a biofiltrului, și care depinde de încărcătura hidraulică a acestui (debitul de apă raportat la suprafața filtrului). Valorile acestei mărimi rezultă în urma experimentărilor.

Dacă ratele de creștere (viteza) ale biomasei din interiorul biofilmului se neglijează, deci se consideră că biofilmul este în stare staționară, adică $dX/dt=0$, fapt care se produce după un anumit timp de la punerea în funcțiune a biofiltrului, se poate scrie relația următoare care este o relație la echilibru dinamic putând fi utilizată în proiectare.

$$C_{NH_4^+ out}(t) = C_{NH_4^+ in} \times \exp[-(k_{CAG} \cdot H_{CAG} + k_{NISIP} \cdot H_{NISIP}) \cdot Q^m] \quad (15)$$

unde Q - este debitul specific, iar m are valoarea de - 0,68.

De asemenea, se poate scrie o relație pentru întreg biofiltrul:

$$C_{NH_4^+ out}(t) = C_{NH_4^+ in} \cdot \exp[-(k_{biofilter} \cdot H_{biofilter}) \cdot Q^m] \quad (16)$$

În figura 5 este redat un model al biofiltrului de reducere a amoniului elaborat cu ajutorul modulului SIMULINK din cadrul softului Matlab.

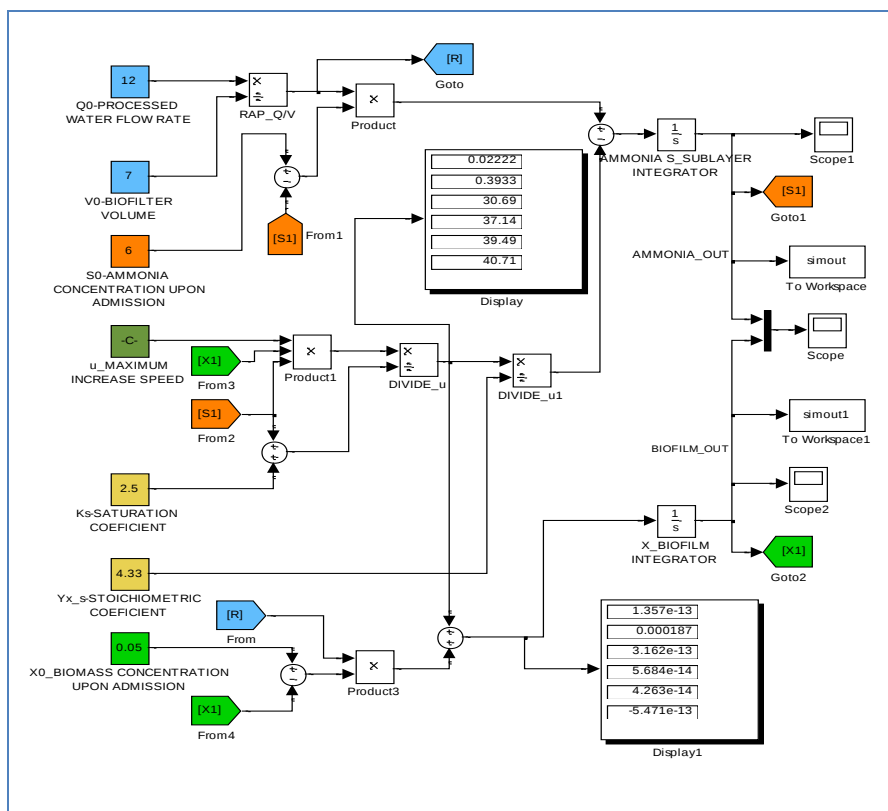


Figura 5. Modelul biofiltrului de reducere a amoniului din cadrul modului de potabilizare a apei

5. REZULTATELE EXPERIMENTALE PRIVIND MONITORIZAREA STAȚIILOR DE TRATARE A APEI

Parametrii monitorizați la stația de apă din localitatea Ghilad-județul Timiș au fost: oxidabilitatea, amoniul, fierul și azotații. Datele pe baza cărora s-au alcătuit graficele reprezintă media valorilor pe durata unei luni.

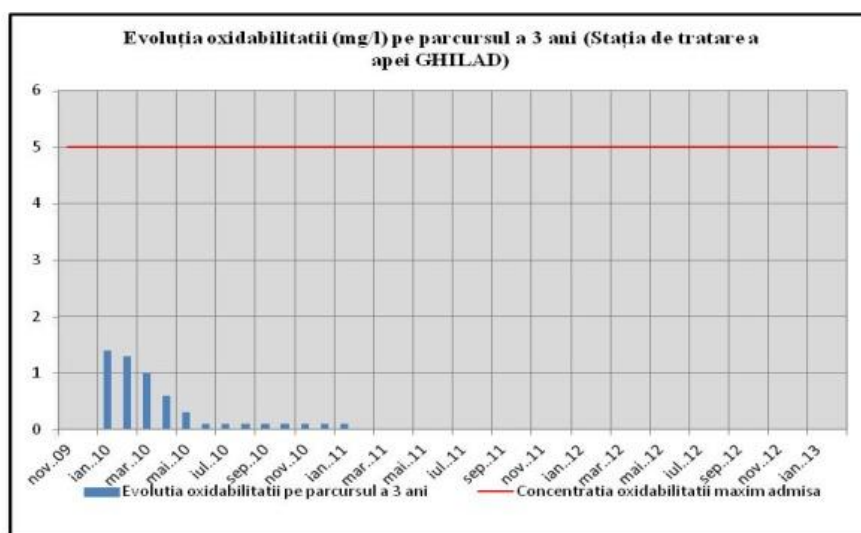
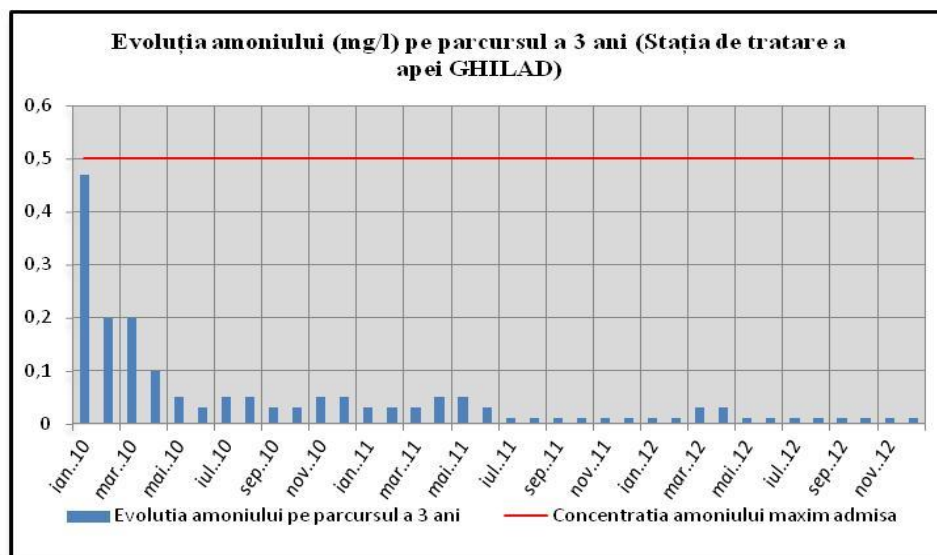
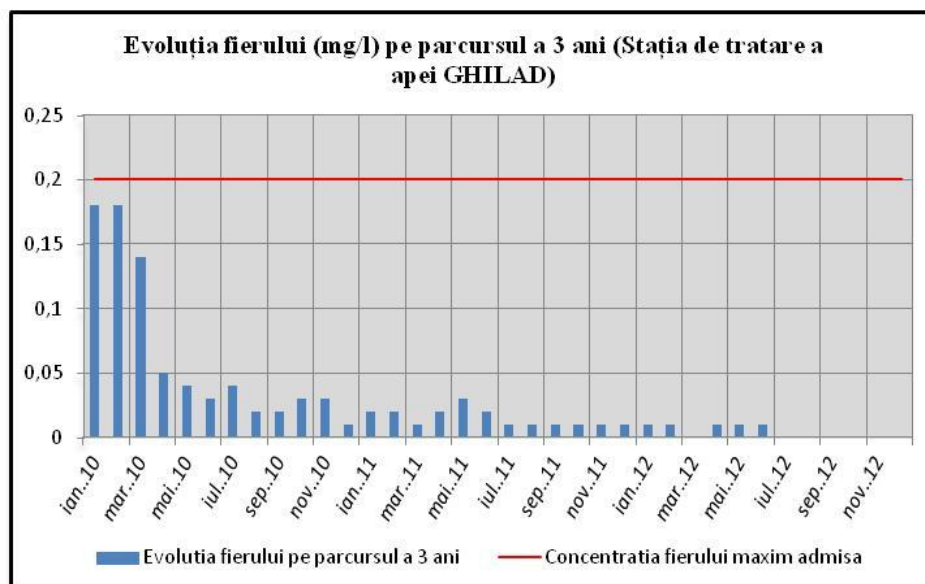


Figura 6. Evoluția substanței organice în apa procesată, la ieșirea din stația de tratare Ghilad -judetul Timis



**Figura 7. Evoluția amoniului în apa procesată,
la ieșirea din stația de tratare Ghilad - județul Timiș**



**Figura 8. Evoluția fierului în apa procesată,
ieșirea din stația de tratare – Ghilad - județul Timiș**

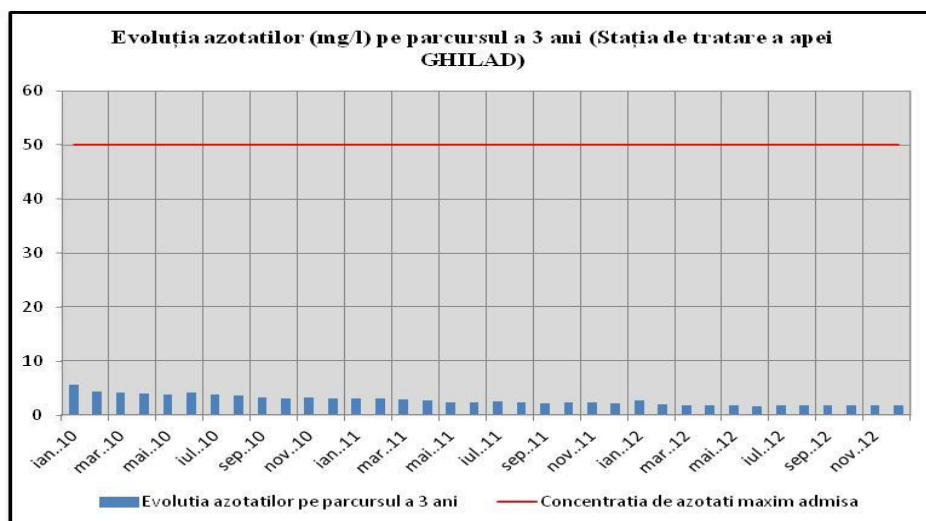


Figura 9. Evoluția azotaților în apa procesată la ieșirea din stația de tratare - Ghilad-județul Timiș

Pentru stația de apă Goiești - județul Dolj parametrii monitorizați au fost: amoniul (prioritar), azotații și oxidabilitatea.

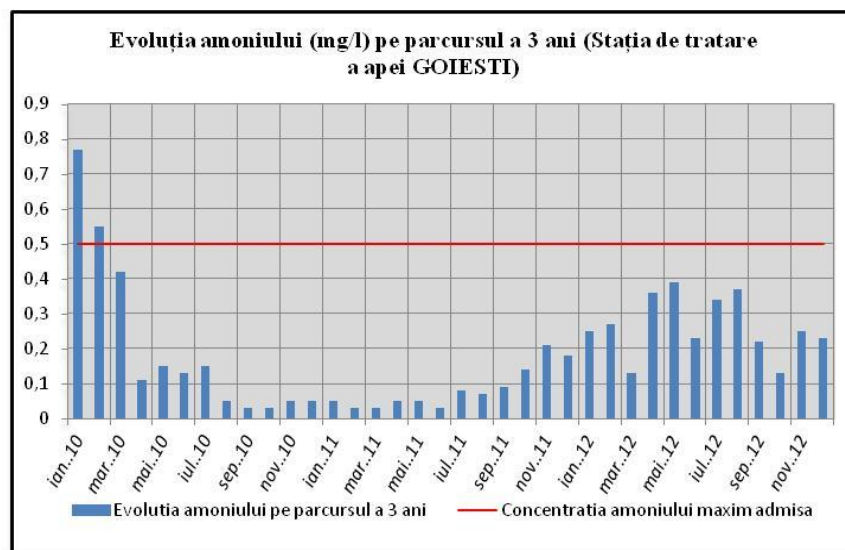


Figura 10. Evoluția amoniului în apa procesată, la ieșirea din stația de tratare- Goiești -județul Dolj

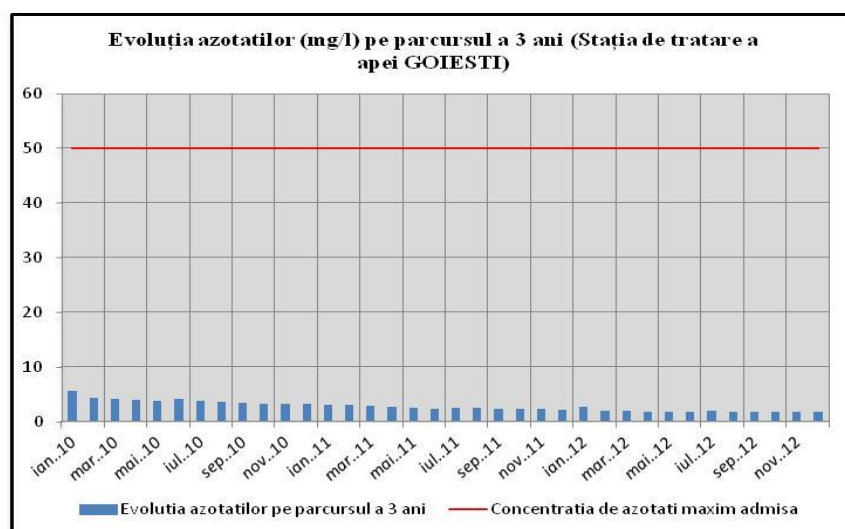


Figura 11. Evoluția azotaților în apa procesată la ieșirea din stația de tratare - Goiești- județul Dolj

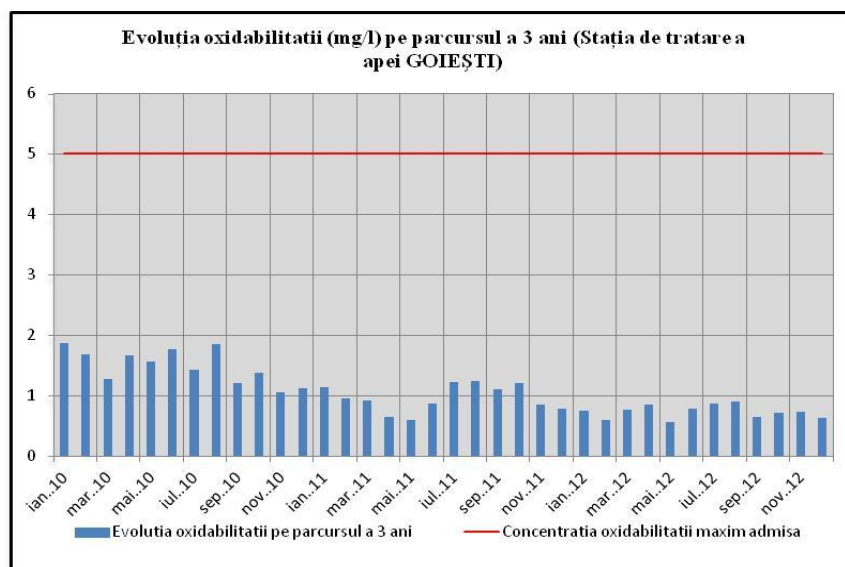


Figura 12. Evoluția oxidabilității în apa procesată, la ieșirea din stația de tratare - Goiești-județul Dolj

6. CONCLUZII

În scopul reducerii semnificative a poluanților (ioni de fier, hidrogen sulfurat, arseniu, mangan, amoniu, nitriți, nitrați, acizi humici, pesticide, ierbicide, produse petroliere, reziduuri de produse farmaceutice sau produse cosmetice) din sursele de apă destinate obținerii apei potabile, la consumuri energetice mici, este fezabilă utilizarea treptei de biofiltrare care la rândul ei, pentru o funcționare optimă, trebuie precedată de către o treaptă de pre-oxidare avansată cu ozon sau tratare electrochimică și oxigenare, iar după biofiltrare, o etapă de îmbogățire a apei în oxigen, corectare a gustului și reducere a eventualelor nitriți apăruți. Pentru reducerea amoniului și a nitraților din apă în

biofiltrarea cu funcționare secvențială, în etapa de biofiltrare are loc conversia ionilor de amoniu în nitrați, prin favorizarea condițiilor de nitrificare, urmând ca în timpul pauzei de filtrare, nitrații să fie reduși la azot gazos printr-un proces de denitrificare.

După cum reiese din monitorizarea parametrilor apei la ieșirea din stațiile de potabilizare ale căror fluxuri sunt prezentate în lucrare, apă potabilă obținută este de o foarte bună calitate (aspect semnalat și de către consumatori). Consumurile energetice specifice ale modulelor de potabilizare a apei sunt în gama consumurilor normate pentru stațiile mici și medii de potabilizare a apei. De asemenea, consumurile de reactivi chimici sunt diminuate prin faptul că oxidanții utilizați, în primul rând ozonul și radicalii hidroxil, sunt generați la fața locului utilizând doar energie electrică.

7. BIBLIOGRAFIE

1. J. Grimm, D. Bessarabov, R. Sanderson, *Review of electro-assisted methods for water purification*, Desalination, Volume 115, Issue 3, August 1998, Pages 285–294.
2. B. Schlichter, V. Mavrov, H. Chmiel, *Study of a hybrid process combining ozonation and microfiltration /ultrafiltration for drinking water production from surface water*, Desalination, Volume 168, 15 August 2004, Pages 307–317.
3. Kei Mizuta, Toshitatsu Matsumoto, Yasuo Hatate, Keiichi Nishihara, Tomoki Nakanishi, *Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal*, Bioresource Technology Volume 95, Issue 3, December 2004, Pages 255–257.
4. Wataru Nishijima, Mitsumasa Okada, *Particle separation as a pretreatment of an advanced drinking water treatment process by ozonation and biological activated carbon*, Water Science and Technology, Volume 37, Issue 10, 1998, Pages 117–124.
5. Gimbel R, Graham N, Collins R, *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes* New. IWA Publishing, 512 pages. (ISBN:1843391201), 2006.
6. Maha I Alali, *Performance Evaluation of Electrocoagulation Technique for Removing Groundwater Hardness of Tikrit University*, Eng. & Tech. Journal, Vol.30, No.18, 2012.
7. Uhl W (2006), *Modelling bioreactors for drinking water treatment*. Presentation of slides at international workshop Modelling, Delft, Netherlands, 22-23 of June, 2006.
8. repository.tamu.edu/.../RAUT-DESAI-DISSER., Aditya Babu Raut Desai, *Reduction of perchlorate and nitrate by aluminum activated by pH change and electrochemically induced pitting corrosion*, Texas A&M University, 2010.
9. Barada Prasanna Dash, Sanjeev Chaudhari, *Electrochemical denitrification of simulated ground water*, www.sciencedirect.com/science/journal, 2010.
10. Melin, E., Skog, R. and Ødegaard, H. *Ozonation/biofiltration with calcium carbonate as biofilter media*. In *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes* (R. Gimbel, N. J. D. Graham and M. R. Collins, eds.), IWA Publishing, London, pp. 406-413, 2006.
11. www.ecs.umass.edu/cee/reckhow/.../577140.pdf, Chapra, Canale și Amy, 1997, CEE 577: Surface Water Quality Modeling.
12. Jagat Narain Kapur, *Mathematical Modelling*, 1988.
13. User's Guide, Matlab-Simulink, The MathWorks, Inc. 3 Apple Hill Drive Natick, 2011.
14. Nicoleta Breaz, Marian Crăciun, Păstorel Gașpar, Maria Miroiu, Iuliana Paraschiv-Munteanu, *Modelarea matematică PRIN MATLAB*, 2011.

The quality of drinking water in the water supply network of Satu Mare city

Stegerean Dănuțiu*, Dippong Thomas*, Solomonean Daniela**, Arieșan Oana** și Pauliuc Ivan***

* SC APASERV SATU MARE SA, Gara Ferăstrău, str. Gara Ferăstrău Street nr.9/A, Satu Mare, România
(E-mail: dippong.thomas@yahoo.ro)

** Technical University of Cluj Napoca, Faculty of Science North University Center at Baia Mare, Department of Chemistry and Biology, Victoriei Street, 430122, Baia Mare, România

*** University of Agricultural Science and Veterinary Medicine of Banat Timisoara, Arad Way, No 119, 300081, Timișoara, România

Rezumat

Lucrarea studiază variația parametrilor fizico-chimici și microbiologici ai apei potabile în diferite puncte ale rețelei (cel mai apropiat, cel mai îndepărtat utilizator, în nodurile rețelei), față de calitatea apei potabile din stația de tratare, comparativ cu valorile minime admise de către legislația în vigoare. E prezentată variația a 11 parametri fizico-chimici și 5 parametri microbiologici în 16 puncte de prelevare din rețeaua de apă, în funcție de anotimp. În ultima parte a lucrării s-a efectuat o procesare statistică a rezultatelor relevante obținute.

Cuvinte cheie

Parametri fizico-chimici, apă potabilă, stație de epurare

1. INTRODUCTION

Water is a renewable natural source, vulnerable and in limited supply, an indispensable substance for life, raw material for production activities, an energy source, with applications in industry and agriculture [1]. Water is the medium in which all biochemical reactions that support life occur and it is a necessity for human development. From the huge amount of water found in nature and in continually circulation, people only use fresh water from the surface and groundwater [2,3].

Physical and chemical properties of groundwater depend to a greater extent, on the characteristics of the rocks in which it comes in contact. On these properties depends on whether or not the water can be used as a source of drinking water. Depending on the mineralogical composition of the areas crossed, groundwater can contain high amounts of iron ions, magnesium, manganese, hydrogen sulfide, sulfur etc [4,5,6,7].

The main water source that feeds Satu Mare city and the surrounding villages is groundwater extracted from deep wells, 110 - 120 m, which is treated afterwards at the water plant to reduce the amount of iron and manganese by filtration.

The laboratory of physical-chemical and microbiological analysis from the water plant is an accredited laboratory whose field of activity is the water sampling and physicochemical and microbiological analysis. Water quality is monitored throughout the technological process of water, from the plant, up to the consumer taps.

The drinking water from the distribution network is monitored and analyzed according to the monitoring programs for drinking water quality, approved by the Public Health Authority from the county of Satu Mare.

The drinking water samples are collected weekly from 12 fixed points from the distribution network of Satu Mare and the surrounding villages such as Odoreu, Păulești, Dorolț and Lazuri following

the extension of the water network in Satu Mare. From these collection centers, a monthly 459 physical-chemical and 135 microbiological analysis are performed.

The laboratory of Satu Mare water plant performs several analysis of water samples for the following cities:

- Drinking water captured and treated by the Doba water plant that delivers in the distribution networks and cities of Doba, Berveni and Urziceni.

- Drinking water captured and treated by Negrești water plant and delivered to the consumer network from Negresti Oas.

- Drinking water captured and treated through the compact water treatment plants in the towns of Livada, Sanislău, Halmeu, Gelu, Botiz and Orașu Nou, supplies these towns and the villages in their neighborhood: Terebesti, Prilog, Remetea, Madaras.

- Drinking water from Ardud city, Tasnad and from the villages Craidorolt, Boghiș, Vetiş.

The analysis performed are highlighted in tracking records and at the end of each month they are transmitted to the Production Office from the company, informing the company's management if overruns of the indicators occur.

Drinking water quality analysis distributed by SC Apaserv Satu Mare SA are doubled by those conducted by the public health authorities of Satu Mare county, under audit programs for monitoring the water quality of the consumer.

This paper aims to study the results on the quality of drinking water from the water network of Satu Mare city throughout the year 2013, following the evolution of 11 physical-chemical and 5 microbiological parameters, depending on the season and on the length of the network.

2. EXPERIMENTAL METHODS

Sampling was conducted in 16 sampling points in the water network of the city of Satu Mare, in glass or polyethylene bottles fitted with ground glass stopper and airtight sealed. Physicochemical analysis is performed within 48 hours of sampling.

The physicochemical parameters were:

pH was read using a pH meter that measures the potential difference between the measuring electrode and calomel electrode according to EN ISO10523-2012 standard [8,9,10].

Turbidity is the method which monitors the degree of expansion of fine particles in suspension, which don't settle over time. Quantitative determination of turbidity in the samples was performed using a turbidimeter with a Tyndall principle according to SR ISO STAS 6323/88 standard, in which the water becomes clear if it is crossed by a light beam [8,9,10].

Conductivity is the ability of a solution to allow the passage of an electric current and it changes when ions of different substances come in contact with the water. Experimental determination was performed by checking the conductivity according to the STAS 7722/84 standard [8,9,10].

Oxidability is the amount of oxygen in the water and it is determined quantitatively by a volumetric method. The oxygen dissolved in the water oxidizes the Mn(II) hydroxide to Mn(III) hydroxide, this is turn in an acid medium, releases the free iodine from potassium iodide in an amount equivalent to the amount of O₂ dissolved. Iodine will be then titrated with a sodium thiosulfate solution [8,9,10].

Iron was determined by colorimetric method according to the SR ISO 6332/2011 standard, in acidic medium, the trivalent iron in the water reacts with sulphocyanide giving a red coloration. Determination of the bivalent iron is made through its oxidation then precipitated in ammonia

solution in the form of iron hydroxide which passes to iron oxide through calcination, according to the STAS 3086/68 standard [8,9,10].

Manganese was determined spectrophotometrically according to the STAS ISO 6333-1997 standard, by oxidation of manganese salts to permanganate by using formaldoxime [8,9,10].

Total hardness of water is given through determination of concentrations of cations Ca^{2+} and Mg^{2+} , according to the STAS 3326 - 76 standard, STAS 7313 - 82 respectively by titration. Ca^{2+} and Mg^{2+} ions are able to form with the sodium salt of ethylenediaminetetraacetic acid, chelating stable and soluble complexes [8,9,10].

Chloride are determined by titration according to the ISO 9297-2001 standard, the method consists in neutralizing the acid content and then obtaining a precipitate of silver chloride with AgNO_3 .

Ammonium was determined spectrophotometrically according to the IDT ISO 7150-1-1984 standard, blue complexone formed by reacting ammonia with salicylate and hypochlorite ions in the presence of nitropentacyanoferrate three sodium (sodium nitroprusside) [8,9,10].

Free residual chlorine is determined according to the STAS 6364/78 standard by titration in the presence of sulfuric acid and potassium bromide with methyl orange solution until the pink color appears [8,9,10].

Nitrate are determined spectrophotometrically according to the SR ISO 7890-1-1998 standard. This method involves the chemical reduction of nitrate ion, coagulation of the organic matter with aluminum sulphate and its absorption on active carbon filter [8,9,10].

Nitrite are determined spectrophotometrically according to the ISO 6777-1996 standard, which involves reacting the sulfanilamide in acid medium with a resulting diazonium salt which coupled with N - (1 - naphthyl) ethylene – diamine hydrochloride forms a red color compound [8,9,10].

Microbiological parameters were:

Escherichia coli is a saprophytic bacterium that lives in the intestines, the presence of this bacillus in the water indicates a water contamination with human and animal wastes. The results of bacteriological analyzes on E. coli are expressed in coli tests (number of bacillus in one liter of water). Bacteriological analysis of the water is done according to the STAS 3001-91 standard.

Fecal Streptococci in drinking water are a good indicator of water contamination by fecal waste resulted by their infiltration in groundwater. They have adverse effects on human health. In order to reduce the level of streptococci in the water, UV disinfection lamps are used (STAS3001-91).

Coliform bacteria - are aerobic or facultative anaerobic bacilli nonsporulated, gram negative. In the laboratory they are determined according to the ISO 4831/2009 European standard [4,10,11]. Analysis of determining the **total number of germs (NTG)** at temperatures of 37°C and 22°C from the drinking water is determined in the own laboratories according to the national standard SR EN ISO 6222/2004. Determination of NTG on the drinking water is performed using membrane filtration system using nutrient agar as culture medium in an aerobic environment [4,10,11]. Samples were taken during the year 2013 from 16 sampling points from the drinking water network of Satu Mare as in Figure 1.

LEGENDA

- P1. Uzina de apa
- P2. Strada Botizului
- P3. Strada Teilor
- P4. Cartierul Solidaritatii
- P5. Piata de Vechituri
- P6. Centru Vechi
- P7. Centru Nou
- P8. Piata de Alimente
- P9. Micro16
- P10. Bd. Closca
- P11. Micro17
- P12. Carpati I
- P13. Carpati II
- P14. Parc Industrial
- P15. Odoreu
- P16. Noroieni

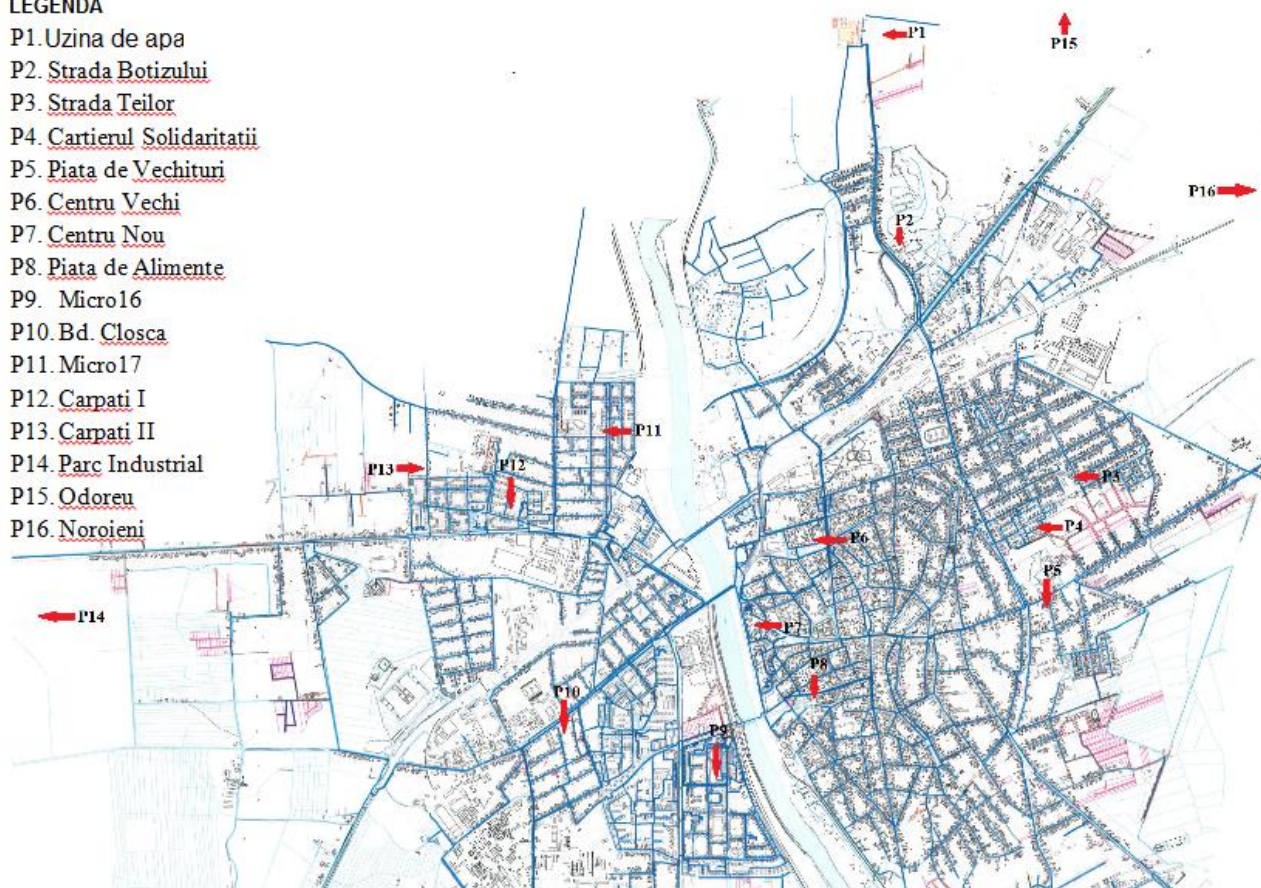


Fig.1. Sampling points

In the tables below (Table 1 and 2) are listed the mean and maximum annual values of the physicochemical parameters.

Param Point	Turbidit [NTU]	Cond. [μS/cm]	Oxidability [mgO ₂ /L]	Chloride [mg/L]	Ammonia [mg/L]	Total hardness	Free Cl [mg/L]	Nitrate [mg/L]
P1	0,14	344	0,223	5,38	0,017	8,74	0,3	0,355
P2	0,105	337,5	0,207	5,17	0,016	8,65	0,35	0,368
P3	0,08	339,5	0,159	5,81	0,016	8,29	0,25	0,349
P4	0,235	334	0,174	5,38	0,017	8,68	0,35	0,343
P5	0,138	337	0,267	5,38	0,017	8,61	0,25	0,334
P6	0,078	337	0,267	5,38	0,017	8,61	0,30	0,332
P7	0,13	337,5	0,283	5,03	0,016	8,32	0,34	0,34
P8	0,77	335,5	0,205	4,96	0,015	8,44	0,3	0,341
P9	0,185	337	0,255	5,24	0,019	8,55	0,3	0,335
P10	0,14	338,5	0,159	5,02	0,015	8,52	0,3	0,349
P11	0,10	338,5	0,16	4,96	0,014	8,5	0,45	0,45
P12	0,085	335,5	0,222	5,03	0,017	8,47	0,25	0,478
P13	0,31	339	0,160	4,89	0,016	8,96	0,09	0,349
P14	2,67	340	0,192	5,24	0,016	8,48	0,25	0,354
P15	0,188	344,7	0,205	5,03	0,016	8,90	0,3	0,356
P16	0,137	341,7	0,245	5,95	0,015	8,82	0,27	0,344

Table 1. Annual average values of physicochemical parameters from 16 sampling points

Para Point	PH	Turbidity [NTU]	Cond. [μS/cm]	Iron [mg/L]	Mangan ese [mg/L]	Chlorine [mg/L]	NH4 [mg/L]	Total hardness [°germ]	Free Cl [mg/L]	Nitrate [mg/L]
P1	7,24	0,22	354	<0,01	<0,03	6,09	0,17	8,97	0,4	0,378
P2	7,34	0,13	341	0	0	5,67	0,018	8,97	0,4	0,4
P3	7,34	0,11	342	0	0	6,52	0,019	8,52	0,3	0,354
P4	7,37	0,45	339	<0,01	<0,03	5,81	0,018	9,15	0,5	0,357
P5	7,3	0,26	342	<0,01	<0,03	5,67	0,019	9,11	0,4	0,358
P6	7,3	0,14	342	<0,01	<0,03	5,67	0,018	9,11	0,4	0,354
P7	7,31	0,24	342	<0,01	<0,03	5,67	0,018	8,93	0,4	0,355
P8	7,55	1,52	344	<0,01	<0,03	5,24	0,017	8,97	0,4	0,361
P9	7,37	0,35	341	<0,01	<0,03	5,67	0,025	9,04	0,4	0,354
P10	7,34	0,2	341	<0,01	<0,03	5,38	0,018	8,75	0,4	0,361
P11	7,3	0,12	343	<0,01	<0,03	5,105	0,018	8,79	0,3	0,329
P12	7,32	0,15	340	<0,01	<0,03	5,81	0,018	9,06	0,4	0,366
P13	7,38	0,55	341	<0,01	<0,03	5,53	0,018	9,11	0,4	0,358
P14	7,87	4,28	345	<0,01	<0,03	6,09	0,018	9,92	0,2	0,366
P15	7,41	0,86	354	0,059	<0,03	6,09	0,018	9,42	0,4	0,397
P16	7,28	0,3	347	<0,01	<0,03	6,09	0,018	9	0,3	0,351

Table 2. Annual maximum values of physicochemical parameters from 16 sampling points

We also followed along the year of 2013, the microbiological parameters such as *Escherichia coli*, fecal streptococci, coliforms, total number of germs (NTG). These parameters at temperatures of 37°C and 22°C tends to 0, so in this case, we will not discuss the microbiological parameters in the following presentation.

3. RESULTS AND DISCUSSION

In the present study we measured various physicochemical parameters and their values depending on the season on the one hand, and on the other hand the reproducibility of results by using multiple sampling points in the water supply system of the city of Satu Mare.

Figure 2 shows the evolution of the oxidability parameter across the four seasons for 9 sampling points across the city of Satu Mare: P11, P6, P7, P8, P14, P12, P13, P10, and P16.

As shown in Figure 2 the oxidability presents different values depending on the season, in the spring the highest values are recorded due the increase of temperature, this lowers the oxygen content of the water and accelerates the fermentation and decay. In the summer, the oxidability is lower due to reduced biological metabolism. As the precipitation increases, in the fall, there is an increase of organic matter in the system, shown by an increase of the oxidability indicator due to rainfall. The lowest values of oxidability can be found in the winter when the processes of decay and fermentation are decreasing [1]. Figure 3 shows the evolution of free residual chlorine parameter, depending on the season at the points P4, P7, P6, P8, P14, and P16 where it can be observed a decrease from spring to winter of the values in the two parameters.

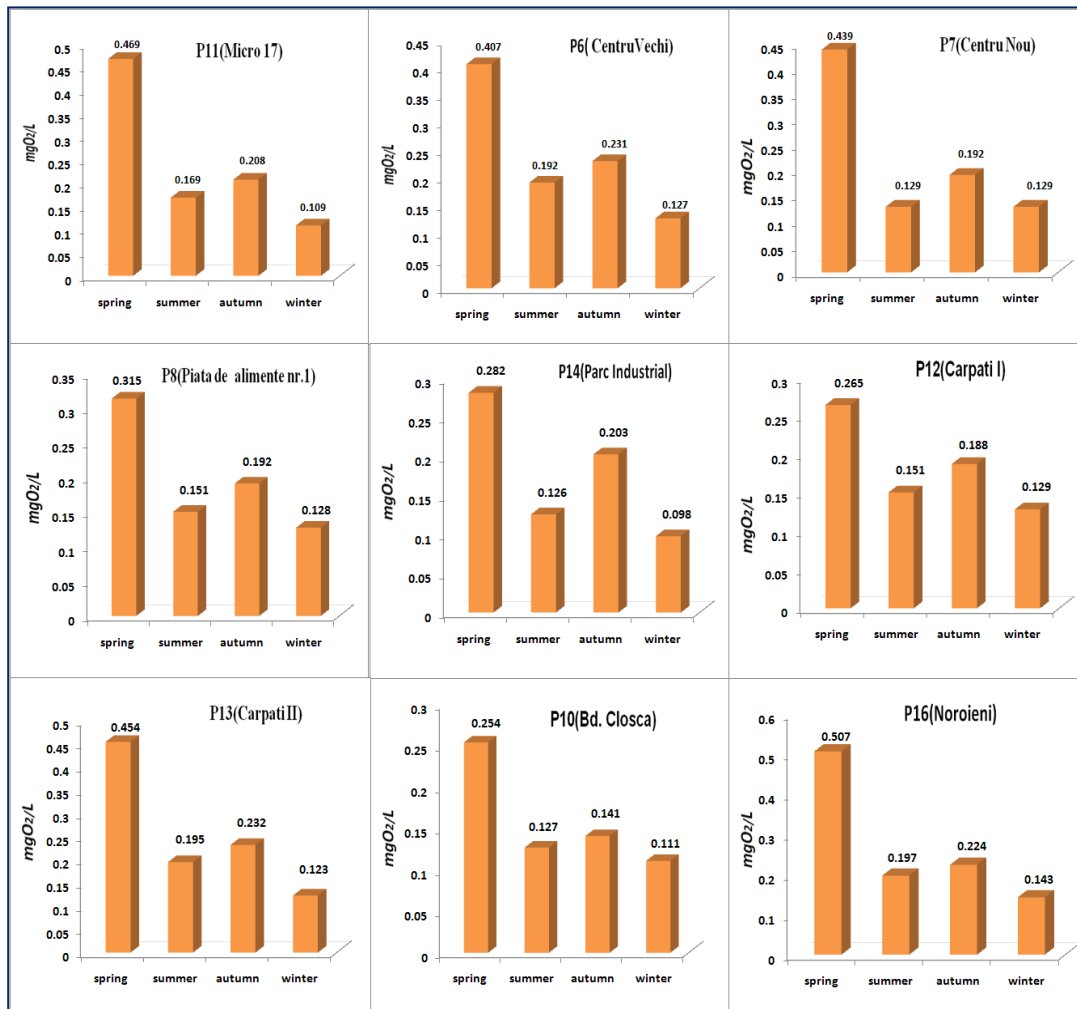


Fig. 2. The evolution of the oxidability depending on the season in the sampling points P11, P6, P7, P8, P14, P12, P13, P10, P16

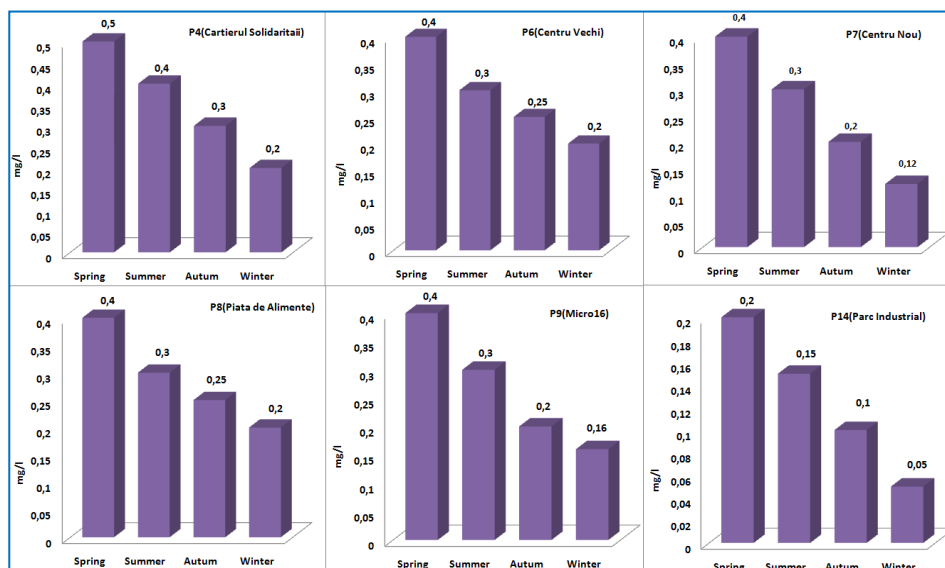


Fig. 3. The evolution of free residual chlorine in the sampling points P4, P7, P6, P8, P14

Figure 4 presents the evolution of turbidity depending on the season, by using the sampling points P4, P6, P7, P8, P9, P12, P13, P15 and P16 from the water network of the city.

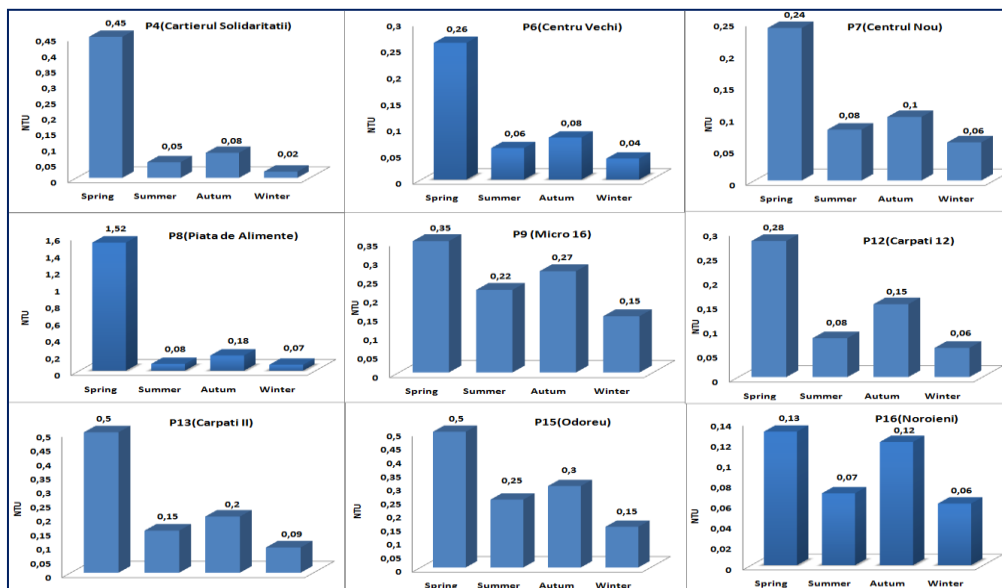


Fig. 4. Evolution of turbidity in the sampling points P4, P6, P7, P8, P9, P12, P13, P15 and

Turbidity varies with the seasons, in spring and autumn the highest values are registered, because during the destratification there is a vertical water circulation leading to a uniform water quality and nutrient enrichment of organic matter and water. The water distributed in the sewer network sometimes get dirty when leaves the tap, because of supersaturating of oxygen and this leaves the solution to balance the system in the form of small bubbles [12].

Figure 5 shows the evolution of total hardness depending on the season for sampling points P6, P9, P13, P14, P15, and P16. It can be observed a decrease of the hardness of water in the periods of the year with higher relative humidity. Seasonal variations of hardness are registered with minimum values in hot and dry months, when CO_2 solubility decreases and maximum values in the rainy months when the CO_2 -rich waters dissolve calcium salts in the substrate resulting in large amounts of CaCO_3 and thus an increase in hardness.

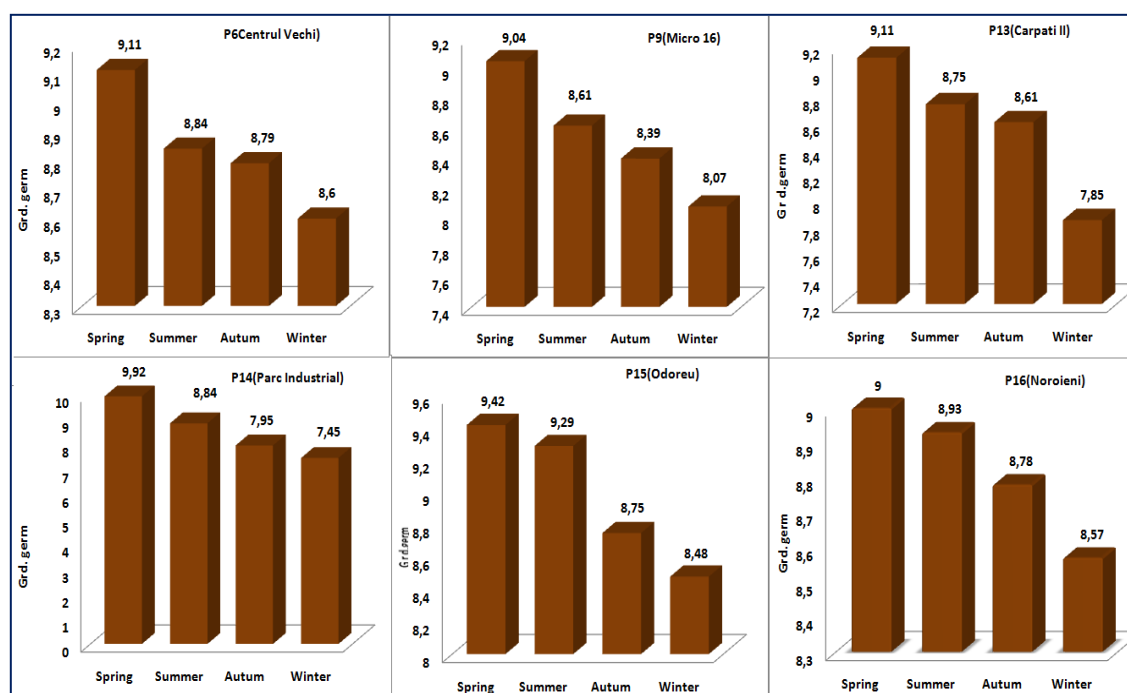


Fig. 5. Evolution of the total hardness in the sampling points P6, P9, P13, P14, P15 and P16.

Figure 6 shows the evolution of conductivity depending on the season for sampling points P6, P9, P13, P14, P15 and P16, from the water network.

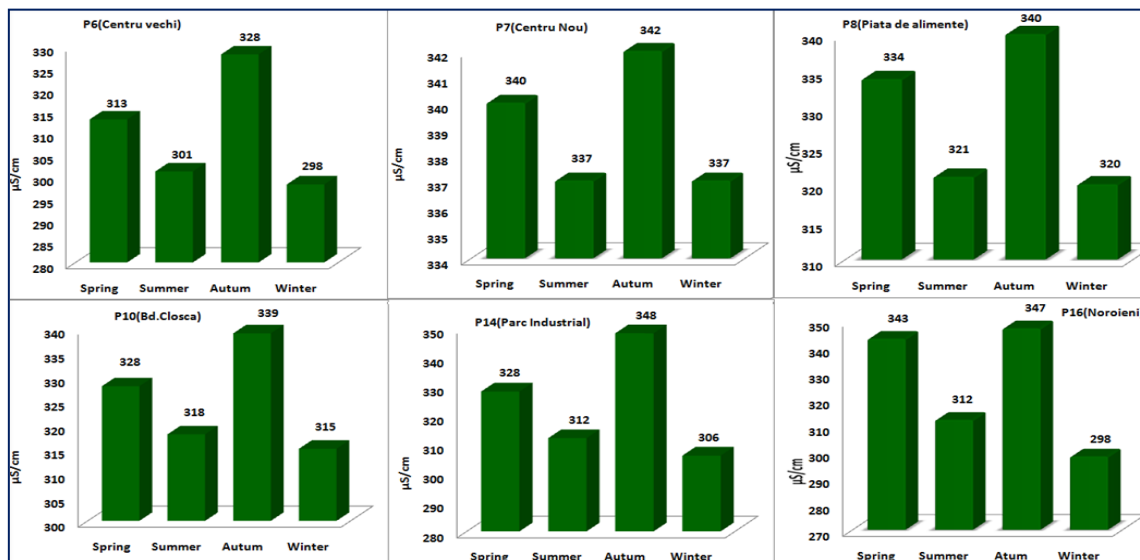


Fig. 6. Evolution of the conductivity in the sampling points P6, P9, P13, P14, P15 and P16.

Conductivity is proportional with the existing salt content in the water. In autumn and spring are registered the highest values of conductivity due to abundant rainfalls.

In the second part of the paper we studied the evolution of physicochemical parameters along the water network

It was followed the evolution of turbidity, free residual chlorine, conductivity and nitrate parameters at the exit of the water plant from distant points located at different distances in the water system. Turbidity presents an increase once the distance grows from the water plant (Fig. 7), the explanation for this could be given by the flow of water passing through the pipe up to the sampling points. If a shorter section of pipes is used from the water plant, using the results of sampling points P1-P2-P3-P4-P5, it can be observed a more orderly growth of turbidity in a narrower range of $0.12 \div 0.22$ NTU. Using a longer distance (P1-P6-P7-P8-P9-P10) reveals a gradual increase in turbidity on a broader range of values $0.14 \div 0.42$ NTU.

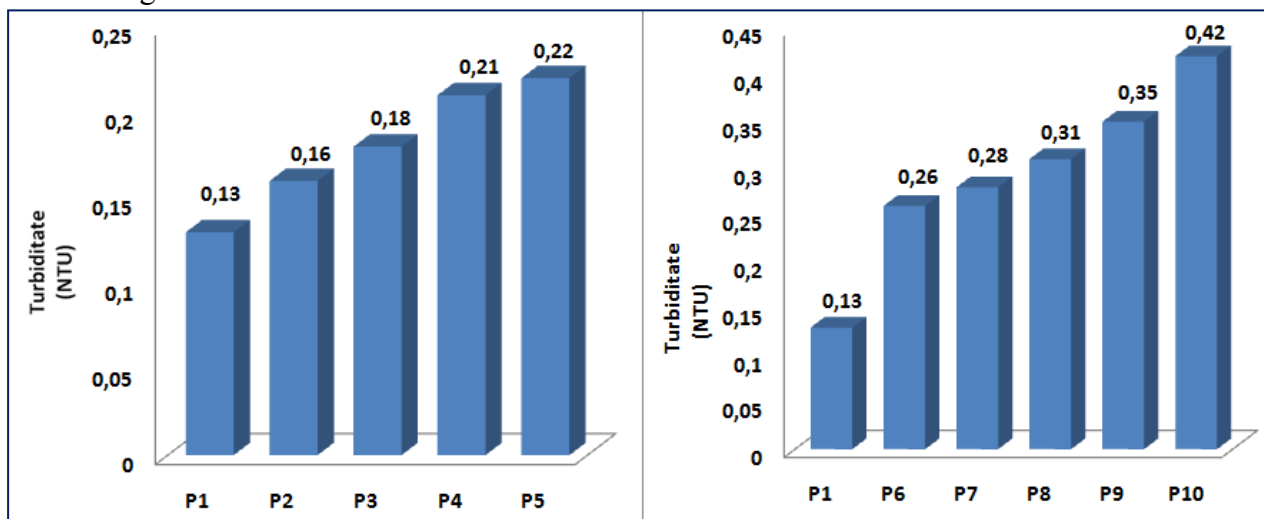


Fig 7. Evolution of turbidity between the sampling points P1-P2-P3-P4-P5 and P1-P6-P7-P8-P9-P10

In figure 8 it can be observed a decrease of free residual chlorine as we move further from the water plant. Free residual chlorine in water varies between $0.1 \div 0.5$, if this limit is exceeded, chlorine poisoning may occur as side effects, and if the values are below this range, the chlorination is ineffective and the disinfection inadequate. On leaving the water plant (P1), the free residual chlorine concentration is 0.5 mg/L , and at a distance from the plant, there is a decrease of residual chlorine reaching up to 0.2 mg/L . If this concentration falls below 0.1 mg/L , it is necessary to install a chlorination systems to restore free residual chlorine in the legal range.

Conductivity shows a slight increase (Fig. 9) with the distance of the network, at the water plant (P1) being registered a conductivity of 334 mS/cm , then increases slightly and stabilizes around $340 \div 345 \text{ mS/cm}$.

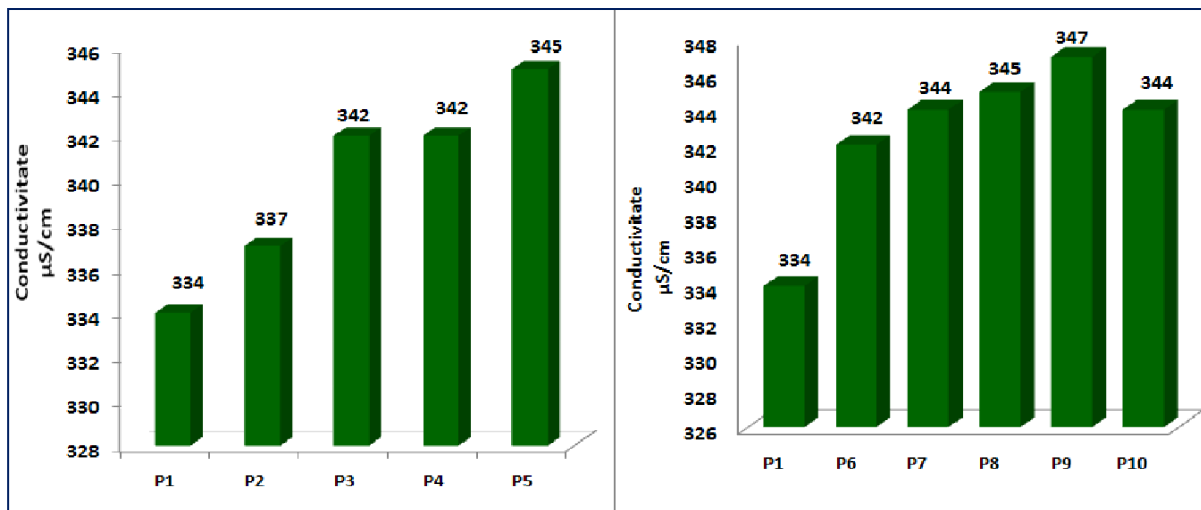


Fig 9. Evolution of the conductivity between the sampling points P1-P2-P3-P4-P5 and P1-P6-P7-P8-P9-P10

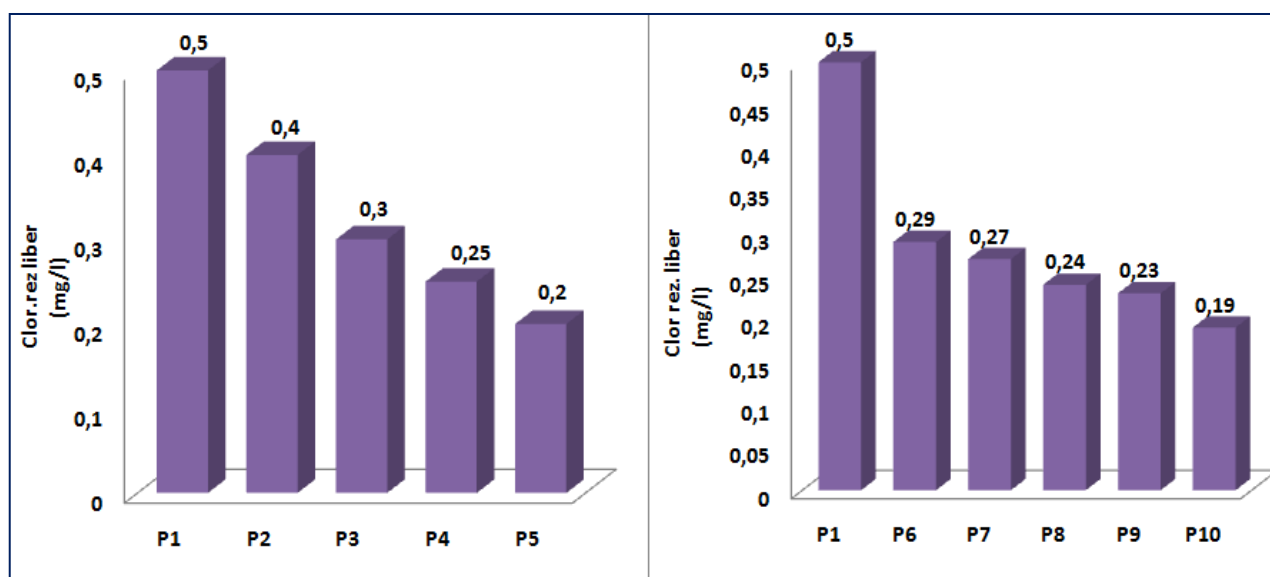


Fig 8. Evolution of free residual chlorine between the sampling points P1-P2-P3-P4-P5 and P1-P6-P7-P8-P9-P10

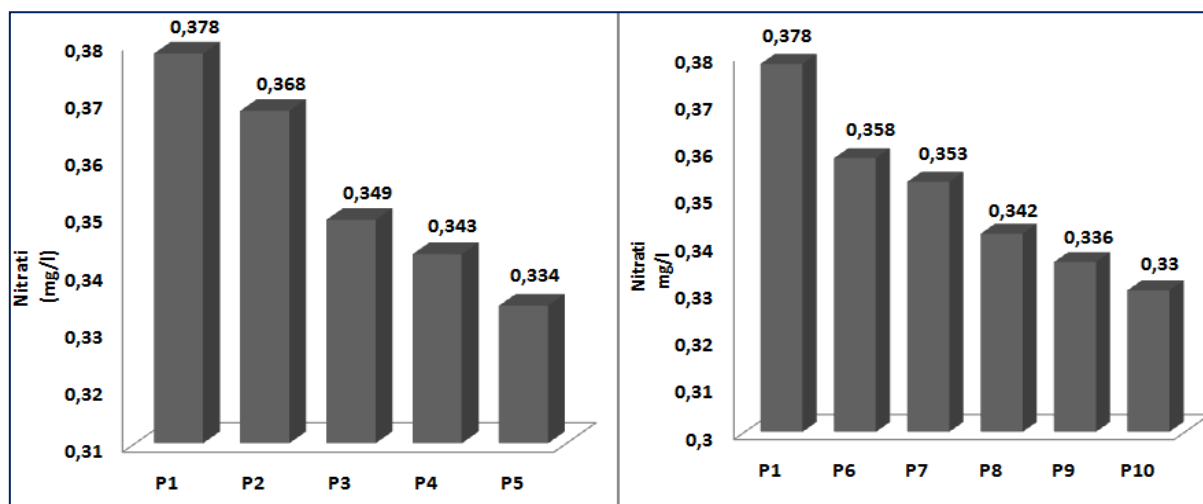


Fig 10. Evolution of nitrates between the sampling points P1-P2-P3-P4-P5 and P1-P6-P7-P8-P9-P10

In the case of nitrates (Fig. 10) there is a decrease in nitrate concentrations along the water network, and in this case the decrease is relatively small having values from 0.378 mg / L to values of 0.33 mg / L, regardless of the section in which the study is made. Nitrates depends on the ammonium ion concentration which by oxidation may go into nitrates and into nitrite by reduction. Nitrates have a correspondence with the concentration of oxygen in the water, meaning oxidability [13,14,15].

All physicochemical parameters studied are within the statutory maximum limit, throughout the year, on the entire network of drinking water from Satu Mare.

Microbiological parameters *Escherichia coli*, fecal streptococci, coliforms, total number of germs (NTG) at 37°C and 22°C, tend to 0, by tracking analysis bulletins. In conclusion, the drinking water is fit for human consumption, physicochemical and microbiological parameters complying with the admissible legal limits.

4. CONCLUSIONS

This paper presents a comprehensive study on the evolution of 11 physicochemical parameters by sampling 16 points from the drinking water network from Satu Mare. Physicochemical parameters were followed by comparing their values according to the seasons and by the distance from the water source.

Oxidability shows the highest values in spring due to the decreasing oxygen content and accelerating processes of fermentation and decay. Free residual chlorine and turbidity also shows highest values in spring because during this period of destratification, a vertical movement of water occurs that leads to a uniform water quality and water enrichment with organic matter and nutrients. Total hardness is higher in the warmer and dry months (spring-summer), when CO₂ solubility decreases. Autumn conductivity shows the highest values due to heavy rainfalls, when at the same time, an enrichment in groundwater salts occurs.

Through the study of evolution on the physiochemical parameters according with the network length, it was found that turbidity and conductivity increases with the distance from the treatment plant, while the concentration of free residual chlorine and nitrates decreases. The parameters followed along the drinking water network, shows that the length of the network does not influence the drinking water quality. In this way, if the water network section is longer, the physicochemical parameters presents closer values with slight increases / decreases.

All parameters are complying with the maximum legal limits, water quality is of exceptional quality in terms of physicochemical and microbiological standards.

5. BIBLIOGRAPHY

1. M.Stanca, D. Nicu- “Tehnologie Chimica”, Ed. Presa Universitara Clujeana,1999
2. Legea nr. 311/2004 pentru modificarea si completarea Legii nr. 458/2002, publicata in Monitorul Oficial
3. X. Zhao, W.H. Hool, G. Yun, -“Wather Research”, 2002, 36, 851-858
4. A. Maicaneanu, H. Bedeleian, M.Stanca, -“ Zeolitii Naturali.Caracterizare si aplicatii in protectia mediului” Ed. Preasa Universitara Clujeana,2008
5. D.Baciu-“Tehnici,utilaje si tehnologii de depoluare a apelor industrial”,Ed.Risoprint,Cluj-Napoca ,2001
6. M.Chiba,A. Sinohara,M.Sekine-“Drinking water quality from the aspect of element concentration “,Journal of radioanalytical and Nuclear Chemistry,2006.
7. C.Teodosiu -“Tehnologie apei potabile industriale”, Ed.Matrix Rom.Bucuresti ,2001
8. T.D.Ionescu,S.C Constantinescu- “Analiza apelor”, Ed.Teh, Bucuresti, 1968
9. C.Patronescu ,I.Ganescu “Analiza apelor” ,Ed.Scrisul Romanesc ,Craiova, 1980
10. EN ISO10523-2012 ,SR ISO STAS 6323/88, STAS 7722/84, SR ISO 6332/2011,SR ISO 6333-1997, 3326-76, respectiv STAS 7313-82, SR ISO 9297-2001, IDT ISO 7150-1-1984,STAS 6364/78, SR ISO 7890 -1-1998, ISO 6777-1996, STAS 3001-91, SR ISO 4831/200910.
11. V.Bîlbîie-“Bacteriologie medicala”Vol II ,Ed.Medicala Bucuresti,1985
- Van Der Leeden F.- “Water resources of the world,Port Washington ,New York,Water Information Center” ,1975
12. T.Roychowdhury, H.Tokunaga, “The Science of the total environment”,2003
13. Water Resource ,Encyclopedia of Climate and Weather,Ed.Oxford,1996
14. V.Rojanschi – “Cartea operatorului din Statii de Tratare a Apelor”,Ed.Teh,Bucuresti ,1996
15. D.Baciu- “Tehnici ,utilaje si tehnologii de depoluare a apelor industriale”,Ed.Risoprint,Cluj-Napoca, 2001.

Tehnologie pentru apa de ploaie - acoperișul verde

Nichifor Ancuta Elena*, Dobrogeanu Ionuț** and Gasman Adrian***

* Telephone: 0730.298.857

(E-mail: s_ancutza19@yahoo.com)

** Telephone: 0727.778.702

(E-mail: dobrogeanu.ionut@gmail.com)

*** Telephone: 0733.056.006

(E-mail: adriangasman@yahoo.com)

Abstract

Rainwater harvesting is a technique used for collecting, storing and using rainwater for potable and nonpotable purposes. The concept of collecting rainwater is to temporarily store excess rainwater leakage. At present the reuse rainwater in urban areas of Romania is in early stage.

The global, in urban environment the green roof represents a sustainable solution for mitigating rainfall-runoff volumes delivered to combined sewer systems. The on-going urbanization generates the increase of impermeable surfaces of buildings, roads and parking lots.

Green roof consists of three major components:

- a vegetative/surface layer;
- a substrate (soil);
- a storage/drainage layer.

Green roofs mitigate runoff since the substrate and vegetation absorb precipitation, providing rainfall retention. Despite numerous studies have been focusing on long-term monitoring of green roof in urban watersheds, few literature has analysed and built models for predicting the hydraulic efficiency of a green roof.

There are more types of green roofs, namely:

- extensive green roof;
- semi-intensive green roof;
- intensive green roof;
- bespoke green roofs;
- sloped roofs.

This paper aims to identify an effective way to reduce the amount of rainwater into drains.

Keywords

Rainwater, collection, environment, green roof

1. INTRODUCERE

Urbanizarea în curs de dezvoltare generează o serie de probleme în zonele populate. Una dintre acestea este creșterea ponderii de suprafețe impermeabile, acestea fiind în principal structuri artificiale (*drumuri, trotuare, drumurile de acces și locuri de parcare*), ce sunt acoperite cu materiale impermeabile, cum ar fi asfalt, beton, cărămidă, piatră și nu în ultimul rând acoperișurile. De asemenea, solurile compactate de dezvoltare urbană sunt extrem de impermeabile.

Suprafețele impermeabile sunt deja o problema de mediu deoarece, odată cu apariția acestora este deschis un lanț de evenimente ce afectează calitatea apei și aerului din zonele urbanizate:

- Pavarea suprafețelor cu materiale clasice duce la sigilarea solului, împiedicând infiltrarea apelor meteorice în pânza freatică. Astfel, apa de ploaie ajunge de cele mai multe ori în apele de suprafață, ducând cu ea o serie de deșeuri, cum ar fi: îngrășăminte chimice, deșeuri

de animale, praf, mucuri de țigara, ambalaje, combustibili, uleiuri, multe din acestea având un impact negativ asupra mediului.

- Apele meteorice pot ajunge în sistemul de canalizare ducând la revărsarea acestuia sau chiar înfundarea sistemului datorită ambalajelor și altor deșeuri de dimensiuni considerabile.
- Alt efect negativ al suprafețelor impermeabile este acumularea de căldură pe perioadele de vară. Aceasta duce la creșterea temperaturii medii în zonele urbane, creând disconfort termic pentru locuitori și crescând consumul de energie pentru climatizarea clădirilor.
- Un caz particular îl reprezintă ploile de vară; apele meteorice ce vin în contact cu suprafețele supraîncălzite au un nivel redus de oxigen dizolvat, ce poate afecta fauna acvatică.
- Creșterea suprafețelor acoperite duce la micșorarea suprafeței de vegetație, și întrerupe aerarea pentru rădăcinile copacilor rămași

2. POSIBILITATI DE REDUCERE A EFECTELOR

Există o serie de măsuri ce pot fi luate pentru a reduce efectele negative ale urbanizării, însă nu putem opri complet procesul de urbanizare în sine. Limitarea procentului de suprafețe construite sau pavate nu poate duce decât la dezvoltarea acestora în alte zone, deschizând astfel un nou lanț de probleme de infrastructură, transport, mediu, și în cele din urmă crescând nivelul de poluare.

Deși nu sunt încă folosite la scară mare, deja avem câteva soluții care reușesc să atenueze într-un fel efectele urbanizării asupra solului (**pentru ca de eliminarea completa a acestora însă nu se poate discuta**), acestea făcând suprafețele acoperite să acționeze similar cu solurile naturale, permeabile.

Putem vorbi aici despre betoane speciale cu permeabilitate crescută ce pot fi folosite pentru parcuri, trotuare, alei și stăruțe cu trafic ușor sau terenuri de sport.

De asemenea, alta soluție care oferă avantaje sunt bazinele de infiltrație. Acestea sunt o soluție bună pentru gestionarea apei meteorice, prevenirea revărsării sistemelor de canalizare și a eroziunii.

O soluție ce se poate dovedi utilă și economică pentru clădiri este colectarea și stocarea apei meteorice și folosirea ulterioară a acesteia, în locul apei din rețea. Aceasta implică folosirea de tehnologii și materiale adecvate dacă se dorește folosirea apei colectată ca apă potabilă.

Colectarea apei de ploaie poate fi utilizată într-o varietate de aplicații locale. Captarea apei de ploaie direct de pe acoperișul clădirilor sau de pe suprafețele pavate poate fi utilizată pentru a umple rezervoare și alte facilități de depozitare care pot fi utilizate pentru irigarea spațiilor verzi de agrement, spălarea și curățarea străzilor sau pentru stingerea incendiilor. O astfel de stocare a apei în cea mai mare parte poate fi folosită pentru a spori rezervele de apă de urgență în urma catastrofelor naturale atunci când alimentarea potabilă poate fi scoasă din funcțiune.

Una dintre soluțiile din ce în ce mai preferate de locuitorii orașelor sunt acoperișurile verzi. Exemple de tehnici relevante existente la nivel mondial pentru gestionarea apelor meteorice sunt: acoperișurile verzi (**care reduc volumul de apă scursă**), tranșeele locale (**pentru atenuarea, tratarea și accentuarea infiltrării apelor pluviale**) și rezervoarele de apă (**concepute pentru captarea apei de ploaie de pe acoperișuri**). Tipuri de sisteme pentru gestionarea apelor meteorice sunt și sistemele cu rol de filtrare și micșorare a vitezei de curgere a apei (**benzi filtru înierbate**), tratare (**filtre de suprafață cu nisip și filtre subterane**), stocare și reutilizare a apei (**sisteme de bioretenție**).

Alte sisteme sunt cele de infiltrație cu rol de a scădea viteza apei și de a permite infiltrarea (**tranșeele de infiltrație**), de a reține și trata vârful viituri, pentru a-l infiltra apoi în pământ (**bazinele de infiltrație**), de a atenua impactul urbanizării asupra bilanțului natural al apei și de a împiedica eroziunea solului (**infiltrarea pe lot**).

3. ACOPERISUL VERDE

În mediul urban acoperișul verde reprezintă o soluție durabilă pentru atenuarea volumului de apă provenită din precipitații și furnizarea acesteia la sistemele de canalizare combinate. Urbanizarea în curs de dezvoltare generează creșterea de suprafețe impermeabile de clădiri, drumuri și locuri de parcare.

Acoperișul verde este format din trei componente majore:

- Un strat vegetativ / suprafață;
- Un substrat (sol);
- O depozitare / strat de drenaj.

Acoperișurile verzi diminuează scurgerile, deoarece substratul și vegetația absorb precipitațiile, oferind reținere acestora.

Prin definiție, acoperișurile verzi sunt spații verzi amenajate din structuri artificiale, dar mai complicate decât o simplă grădina plasată pe acoperiș. Primele acoperișuri verzi consemnate în istorie sunt faimoasele Grădini suspendate ale Babilonului, construite în jurul anului 500 î.Hr. construite de regele Nabucodonosor al II-lea.

Există mai multe tipuri de acoperișuri verzi, și anume:

- **acoperiș verde extensiv** – un sistem de acoperiș verde extensiv este caracterizat de vegetație care variază de la ierburi mici până la plante erbacee cu flori, care au nevoie de puțină întreținere și nu necesită un sistem de irigare permanent. Aceste sisteme sunt ideale pentru gestionarea eficientă a apelor pluviale cu nevoi reduse de întreținere, și sunt foarte rentabile. Un acoperiș verde extensiv reduce cererea de energie zilnic, în timpul verii cu 50% - 75%;

- **acoperiș verde semi intensiv** – un sistem de acoperiș verde semi intensiv este caracterizat de plante ierboase mici și arbuști mici, care necesită întreținere moderată și irigare ocazională;

- **acoperiș verde intensiv, Garden Roof, Roof Garden** – un sistem de acoperiș verde intensiv este caracterizat prin varietatea sa de vegetație, de la plante ierboase la copaci mici cu întreținere profesională și un sistem avansat de irigare. Acest sistem acceptă orice, de la mici grădini personale / acasă la parcuri publice la scară largă;

- **acoperiș verde personalizat** – acoperișurile verzi Bespoke sunt caracterizate prin atenția acordată aspectului estetic și spațiilor utilizabile;

- **acoperișurile înclinate** – acoperișurile înclinate rețin mai puțină apă, în general, și conținutul de umiditate variază de la creasta la streașină.

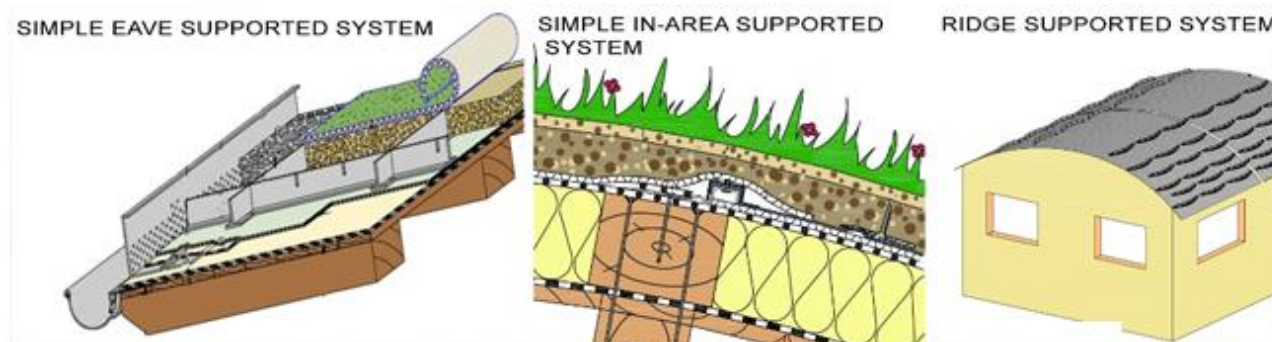


Fig. nr. 1: Detalii tipice – acoperiș înclinat

4. BENEFICIILE ACOPERISULUI VERDE

Pentru proprietarul clădirii:

- Extinde viața acoperișului cam de 2-3 ori (**de pana la 60 de ani**);
- Reducerea costurilor pentru aerul condiționat;
- Reducerea costurilor pentru încălzire iarna;
- Tehnologie de gestionare a apelor pluviale;
- Transforma spațiu mort în spațiu de stat în grădină.

Pentru comunitate:

- Reduce scurgerea apelor meteorice (**vara acoperișurile verzi rețin 70-90% din precipitațiile care cad, iar iarna 25-40%**);
- Reduce efectul de oraș "**insula de căldura**";
- Reducerea smogului și îmbunătățirea calității aerului;
- Reducerea zgomotului;
- Reducerea cererii de energie;
- Îmbunătățirea estetică;
- Oferă spațiu verde.

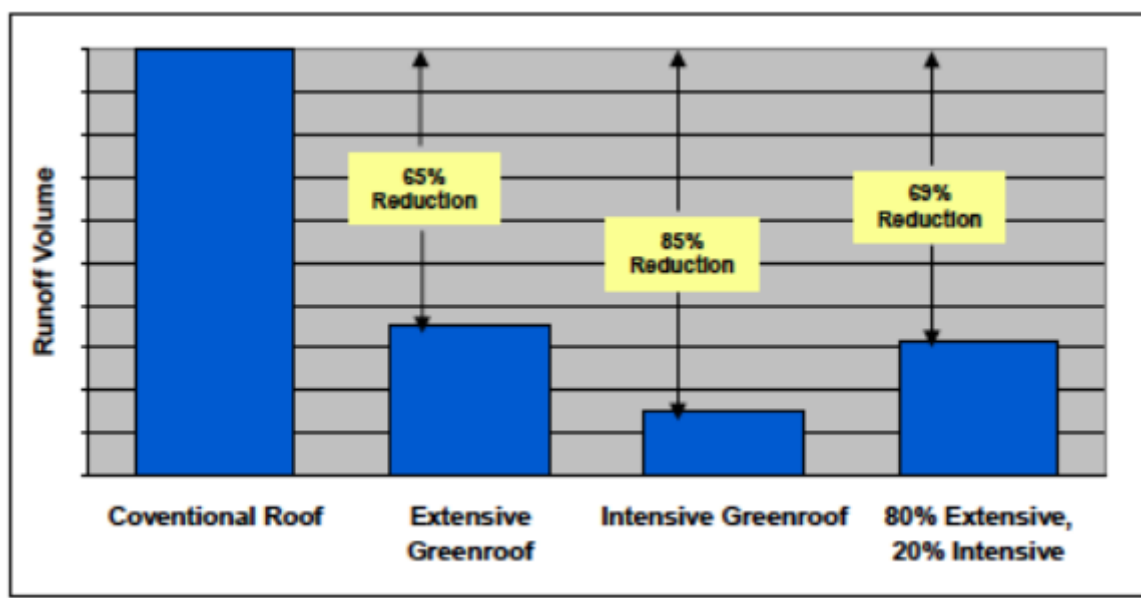


Fig. nr. 2: Comparație de scurgere a acoperișului - acoperișuri convenționale și acoperișuri verzi



Fig. nr. 3: Eficienta energetica

Pentru mediu:

- Previne preaplinul canalizării combinate;
- Reducerea impactului asupra monoxidului de carbon;
- Elimina poluarea cu azot de la ploaie;
- Neutralizează efectul ploilor acide;
- Oferă un habitat pentru fauna sălbatică.

5. CONCLUZII

Fie ca e vorba de acoperișuri plate, în terasă, sau de acoperișuri înclinate, de acoperișuri circulabile sau necirculabile, vizibile sau mai puțin vizibile, acoperișurile verzi sunt o metoda extrem de eficienta de a reduce costurile de încălzire și ventilare, de a micșora amprenta de carbon a construcțiilor și de a reîmprospăta aerul urban.

6. BIBLIOGRAFIE

1. *Green Roof Technology*, Roland Avenue Baltimore, <http://www.greenrooftechology.com/contact>,
2. Burnham-Moores Center for Real Estate University of San Diego Master of Science in Real Estate Presentation, *Green Roofs* (26 february 2013), Inna Panchuk
3. U.S. Environmental Protection Agency's Office of Atmospheric Programs, *Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies*
4. William F. Hunt, Ph.D., P.e. ; Laura L. Szpir *Stormwater Treatment Practices for Low-Impact Development*

Elaborarea tehnologiei de pre-epurare a unor ape reziduale din industria textilă. Studiu de caz

Mircea Crăciun*, Daniela Ignat*, Dumitru Vâju* and Vasile Ciuban*

* SC ICPE BISTRIȚA S.A., Str. Parcului, Nr. 7, Bistrita, cod. 420035, ROMANIA
(E-mail: craciunmircea@icpebn.ro, dvaju@icpebn.ro, mihaela.hetvary@icpebn.ro)

Abstract

A significant amount of colour used in the technological processes of textile dyeing can be found in wastewater. This dyes belong to a diverse range of compounds, have a high chemical stability and a poor rate of photolytic degradation, and usually they are not degraded in common wastewater treatment plants mainly because of their low biodegradability.

This paper presents the study of developing of a pre-treatment technology of wastewater from a textile producer facility whose main business is textile dyeing by a multi-jet spray process. To enhance chemical pre-treatment process was used an electrochemical treatment step in order to achieve partial oxidation of pollutants in water and to favour the coagulation process by electrochemical generation of some Fenton-type induced reactions.

The main stages of pre-treatment technology developed are: homogenization, electro-coagulation by electrochemical treatment, chemical electro-flocculation and flotation. The proposed technology integrates the stages listed in a unitary installation, in which the electro-coagulation process catalyzes the classical physico-chemical processes. A part of the treated water is recycled, thereby increasing the efficiency of the process. Tests revealed a high yield of fading, a significant reduction in loading with organic dyes and the increase of the biodegradability of the pre-treated water, which can then undergo, successfully, for a subsequent biological treatment process.

Keywords

Treatment of industrial wastewater, textile dyeing, electrochemical treatments, electro-coagulation

1. CARACTERISTICI ALE APELOR UZATE DIN INDUSTRIA TEXTILĂ. GENERALITĂȚI

Industria textilă și finisarea chimică textilă în special, a resimțit cu severitate rigorile noilor cerințe ale pieței și legislației în ceea ce privește protecția mediului.

Industria de finisare a textilelor se caracterizează prin utilizarea unei cantități mari de chimicale cu care textilele se prelucrează în mare parte în mediu apos, aceasta industrie făcând parte din ramurile industriale cu cele mai mari cantități de ape uzate. Doar o mică parte din chimicalele utilizate rămân pe textile, cea mai mare parte ajungând în apa uzată sau în atmosfera sub formă de emisii.

Apele uzate rezultate în urma finisării materialelor textile au o compoziție complexă și diversă, urmare a diversității de materii prime și de procedee tehnologice utilizate. Chiar în cazul aceleiași societăți pot apărea modificări importante în ceea ce privește compoziția apelor uzate, ca urmare a schimbărilor intervenite în structura producției sau a modificării procesului tehnologic. Marea diversitate de poluanți, precum și modificarea continuă a conținutului apelor uzate fac deosebit de dificilă epurarea.

Principalii parametri ce caracterizează în general apele uzate textile, precum și factorii de influență sunt următorii:

Indicator de poluare	Poluanți
CBO5	Auxiliari de vopsire, Detergenți, Acizi organici, Coloranți, Agenți încliere
Nutrienți	Azot din coloranți, Fosfați
Valoare pH	2 – 9
Substanțe organice în suspensie	Produse de descleiere, Coloranți dispersie, Substanțe fibroase
Culoare	Coloranți
Temperatură	Variabilă

Pentru a reduce impactul pe care procesele de finisare a materialelor textile îl au asupra mediului se poate acționa pe două căi principale:

- a) modificarea tehnologiei pentru a reduce impurificarea, utilizând “tehnologii curate”;
- b) aplicarea unor procedee eficiente de epurare.

În primul caz, pot fi luate în considerare următoarele căi: reducerea volumului și toxicității efluenților, recircularea și re folosirea componentelor utile, cum ar fi apa și coloranții, adoptarea de chimicale “verzi” și de noi metode de prelucrare.

Varietatea de culori a produselor ce se utilizează a devenit indispensabilă pentru omul modern și de aceea coloranții sintetici sunt esențiali pentru satisfacerea cerințelor, mereu crescând, de varietate a nuanțelor, rezistențe ale vopsirilor, strălucire a culorilor. Pentru a corespunde din punct de vedere tehnologic, coloranții trebuie să prezinte stabilitate chimică și fotolitică ridicată, și eforturile chimiștilor au făcut ca o bună parte dintre coloranții utilizați în acest moment să întrunească aceste caracteristici. Din păcate, drept consecință a înaltei lor stabilități, coloranții cu utilizare textilă sunt în mică măsură degradați în condițiile aerobe prezente în instalațiile uzuale de epurare, ceea ce face ca, în absența unor tratamente terțiare de epurare, o cantitate semnificativă de colorant să părăsească stația de epurare odată cu apa epurată. Cantități infime de colorant, de ordinul a 1 mg/l, pot determina apariția unei colorații anormale a cursurilor de apă, care determină alertarea opiniei publice. Gradul de colorare și de impurificare a apelor reziduale depinde de fibra care se vopsește, de clasa de coloranți, de structura fiecărui colorant în parte, de tipul de proces tehnologic ales, respectiv de tipul de utilaj, de alegerea parametrilor de vopsire: temperatură, timp, adaosul de chimicale și produse auxiliare organice.

Poluarea produsă în urma proceselor de vopsire este determinată, pe de o parte, de prezența coloranților în calitate de substanțe chimice (respectiv de caracteristicile lor eco-toxicologice) și pe de altă parte, de prezența culorii, care ea însăși are caracteristici ce afectează mediul înconjurător.

Ca o consecință a marii cantități și diversități de coloranți existenți pe piață, a apărut tot mai pregnantă necesitatea evaluării impactului pe care acești coloranți îl au asupra mediului înconjurător și în special asupra poluării apelor. Aceasta deoarece, ca urmare a gradului de fixare nu întotdeauna foarte ridicat, cantități relativ ridicate de coloranți ajung în apele uzate textile și de aici, în cazul unei epurări necorespunzătoare, în cursurile de apă.

Deși coloranții reprezintă doar o mică parte din încărcarea organică a apelor uzate, culoarea lor îi face ușor detectabili, chiar la concentrații foarte mici (sub 1 ppm pentru unii coloranți), ceea ce duce la scăderea valorii estetice a apelor. Din punct de vedere a opiniei publice, îndepărtarea culorii din apele uzate este frecvent mai importantă decât îndepărtarea substanțelor organice insolubile necolorate, deși acestea din urmă au cea mai mare contribuție la valoarea consumului chimic de oxigen al unei ape. Evaluarea impactului coloranților asupra mediului are în vedere comportarea coloranților în procesele de epurare naturală și în instalațiile de epurare biologică, precum și efectul asupra organismelor acvatice. [1]

Procedeele de epurare a apelor uzate se pot grupa în diferite nivele, numite *trepte de epurare*. Reținerea poluanților nedizolvați constituie operația de *epurare mecanică*. Pentru separarea substanțelor coloidale emulsionate sau pentru neutralizarea substanțelor chimice nocive este necesară intervenția unui reactiv. Aceasta este operația de *epurare chimică*, frecvent aplicată în cazul apelor uzate industriale. Fiecare dintre operațiile enunțate acționează asupra unei anumite categorii de poluanți. În cazul unui efluent cu compoziție complexă epurarea va trebui să conjuge toate aceste metode. O astfel de instalație va avea trei trepte de epurare: o treaptă mecanică, una chimică și una biologică. În cazul când reactivii sunt utilizați numai pentru ameliorarea eficienței de separare a suspensiilor fine (auxiliar al epurării mecanice), nu se poate spune că există o treaptă de epurare chimică distinctă. Epurarea va fi mecano-chimică și se va intitula *epurare primară*, iar treapta biologică va fi denumită *epurare secundară*. Exigențele actuale nu mai consideră suficientă în toate cazurile epurarea biologică. [2].

2. SITUAȚIA APELOR UZATE DE LA O UNITATE DE PROFIL

Apele uzate care fac obiectul prezentului studiu rezulta din procesele de vopsire a fibrelor din lână, bumbac sau fibre sintetice. În procesul de vopsire se utilizează o gamă foarte variată de coloranți de diferite tipuri având compoziții foarte variate, conform fișelor tehnice. Din fișele tehnice nu rezulta foarte clar ce conțin acești coloranți și care este gradul lor de toxicitate. De asemenea în proces se utilizează multe substanțe auxiliare organice și anorganice care au rol de a aduce soluțiile colorante la pH-ul cerut de tehnologie, de fixare a acestor coloranți sau în procesele de spălare succesive care urmează după colorare. În plus la anumite mașini pe care se obțin fibre colorate în degrade, o cantitate mare de vopsea nu mai poate fi recuperată datorită faptului că se amestecă culorile între ele, aceasta regăsindu-se în apele uzate.

Din datele puse la dispoziție de beneficiar, conform buletinelor de analiză emise în ultima perioadă, valorile parametrilor relevanți s-au situat sub valorile maxim admise cu câteva excepții la pH, CCOCr, CBO₅ și culoare.

3. EXPERIMENTĂRI

Descrierea testelor efectuate

Pentru tratarea acestor ape s-au recoltat o serie de probe de apă, atât din bazinele exterioare cât și local de la mașini acolo unde s-a considerat că pot constitui probe relevante.

Procedeele de tratare au fost [3]:

1.Chimice: neutralizare, coagulare, floculare, oxidare.

Neutralizarea este procesul prin care pH-ul unei ape uzate, având valori în afara intervalului favorabil dezvoltării florei și faunei acvatice (pH = 6,5 - 8,5) este reglat prin adăugarea de acizi sau baze după caz. Neutralizarea apei are ca efect și micșorarea însușirilor corozive ale apei care pot determina degradarea materialelor cu care vine în contact, cum ar fi conducte, construcții și instalații de transport sau de epurare.

Coagularea- flocularea sunt operații de destabilizare a soluțiilor coloidale în vederea formării unor complecși care se depun gravimetric. Coagularea se realizează prin adăugarea de substanțe chimice, în general săruri de aluminiu sau de fier care formează hidroxizi metalici polimerizați, încărcați electric pozitiv, capabili să se adsorbească pe suprafața particulelor și în același timp să asigure legături între mai multe particule. Doza de coagulant necesară depinde de concentrația coloizilor, de pH și de prezența în soluție a unor ioni. Pentru formarea punctelor de legătură între particule coloidale destabilizate se utilizează floculanți-polimeri organici sintetici sau anorganici.

Oxidarea și reducerea sunt procese în care unele substanțe se transformă în altele ca urmare a schimbului de electroni. Pentru scopuri practice, în domeniul epurării apelor se poate accepta interpretarea reacției de oxidare ca aceea în care are loc adiție de oxigen sau îndepărtare de hidrogen. În acest scop, nu este necesară oxidarea completă, de exemplu, în cazul substanțelor organice, nu este necesară transformarea lor până la bioxid de carbon, apă și alți oxizi. Oxidarea se aplică atât substanțelor anorganice (de exemplu Mn^{2+} , S^{2-} , CN^- , SO_3^{2-} etc.) cât și celor organice (de exemplu fenoli, amine, acizi humici, diverse combinații cu însușiri toxice, bacterii etc.). Oxidarea chimică cu oxigen din aer decurge cu viteze satisfăcătoare numai la temperaturi și presiuni peste cele ordinare și, eventual, în prezență de catalizatori. În practică se recurge la agenți oxidanți mai energici: ozonul, permanganatii, feratii, apa oxigenată, clorul și bioxidul de clor. Costul ridicat al unora dintre aceștia, cum sunt feratii și apa oxigenată, a limitat mult aplicarea lor în practică.

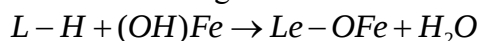
2. Fizice: adsorbție

Adsorbția reprezintă fenomenul de retenție a moleculelor unei substanțe pe suprafața exterioară a granulelor unui corp denumit adsorbant. Materialul adsorbant poate fi regenerat chimic, prin extracție sau termic, cu eliberarea substanțelor reținute.

3. Electrice: electrocoagulare[4]

Electrocoagulare – constă în coagularea și precipitarea poluanților din apa printr-un proces electrolitic (în curent continuu), urmată de separarea flocoanelor fără adaos de substanțe chimice care induc coagulare. Apa trece printr-o unitate în care sunt montați electrozi din fier sau aluminiu carora li se aplică un câmp electric de curent continuu pentru a induce reacții electrochimice necesare coagulării. Datorită gazelor degajate la catod (în principal hidrogen) precipitatul format se ridică la suprafața apei. În proces are loc și oxidarea compusilor organici.

Mecanismul de eliminare a poluanților prin electrofloculare cu electrozi de fier este prezentat în cele ce urmează. La oxidarea în sistemul electrolitic fierul produce hidroxid de fier $Fe(OH)_n$ unde $n=2$ sau 3. $Fe(OH)_n$ rămâne în fază apoasă, suspensie gelatinoasă, care poate elimina poluanții din apa uzată prin atracție electrostatică urmată de coagulare.

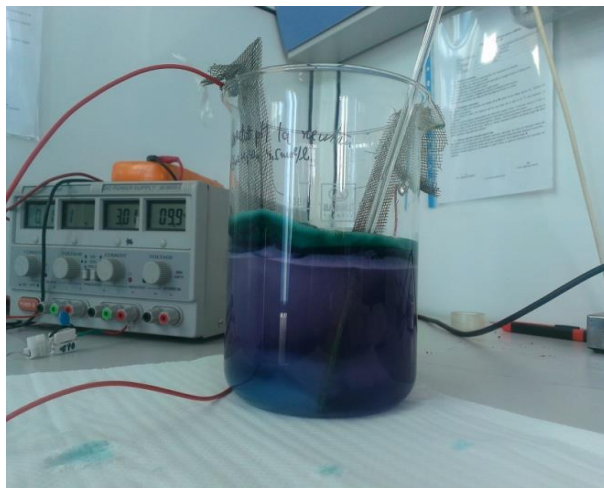


Instalația de laborator constă într-un vas de sticlă cu o capacitate de 1000 ml în care se găsesc electrozii poziționați vertical. Instalația este alcătuită din 2 electrozi din fier, unul din ei corespunzând catodului, iar celălalt anodului, separați de un izolator. Experimentele s-au realizat cu apă brută la temperatura camerei cu agitare continuă (aprox. 200 rpm).

Pentru apele recoltate s-au aplicat următoarele tratamente și combinații ale acestora:

- a) S-au utilizat diferite doze de coagulanți (sulfat feros, sulfat de aluminiu, clorura ferică, policlorura de aluminiu), în condiții diferite de pH (acid, neutru, bazic);
- b) S-au utilizat diferite doze de floculanți (var, floculanți organici anionici și cationici);
- c) S-au utilizat reactivi pentru decolorare (substanțe oxidante) – hipoclorit de sodiu, apă oxigenată;
- d) Adsorbție pe cărbune activ granulat și cărbune activ pulbere;
- e) Adsorbție pe argilă;
- f) Separare a precipitatelor prin decantare și/sau flotatie după caz;
- g) Electrocoagulare.

Testele s-au efectuat utilizând sticlărie de laborator specifică, reactivi chimici puri, soluții de reactivi preparați în laborator, metode de analiză standardizate. Instalația de electrocoagulare de laborator este formată dintr-o sursă de curent continuu, doi electrozi de fier care se imersează în vasul cu apă uzată, legăturile electrice aferente. Coagularea-flocularea s-a făcut utilizând o instalație Jar Test. S-au efectuat mai multe încercări de tratament pentru fiecare apă recoltată, din care s-au pastrat și s-au analizat cele care s-au decolorat cel mai bine.



Tratamentul electric, instalatia de laborator

Rezultate obtinute

Reactivii utilizati au fost : hipoclorit de sodiu 3,5%, sulfat de aluminiu 5%, polielectrolit prestol 0,1% si var 5%. Pentru neutralizare s-au utilizat acid sulfuric 20% si hidroxid de sodiu 20%.

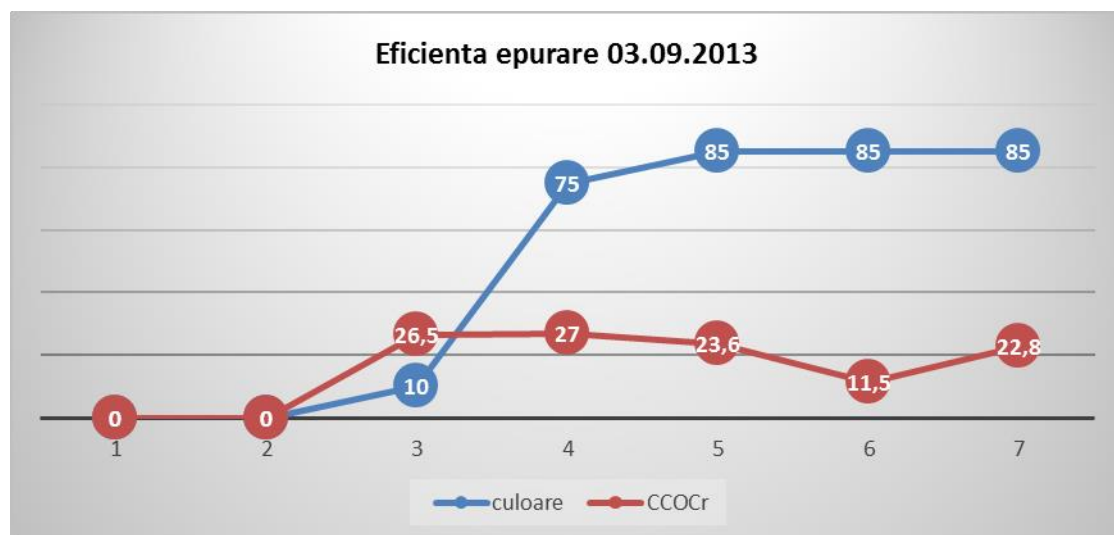
Testele efectuate in perioada septembrie-octombrie 2013 si rezultatele obtinute sunt prezentate in tabelul urmator.

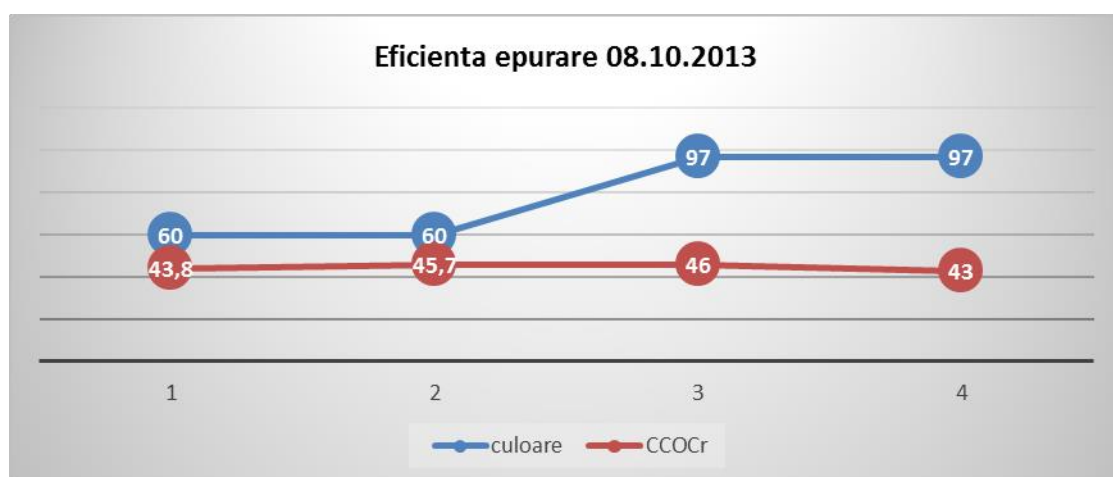
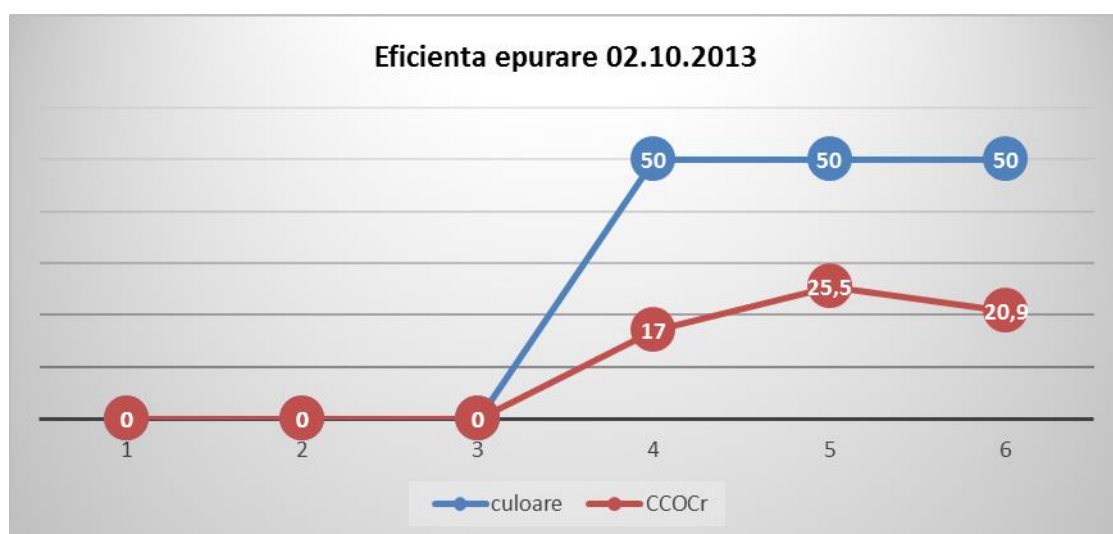
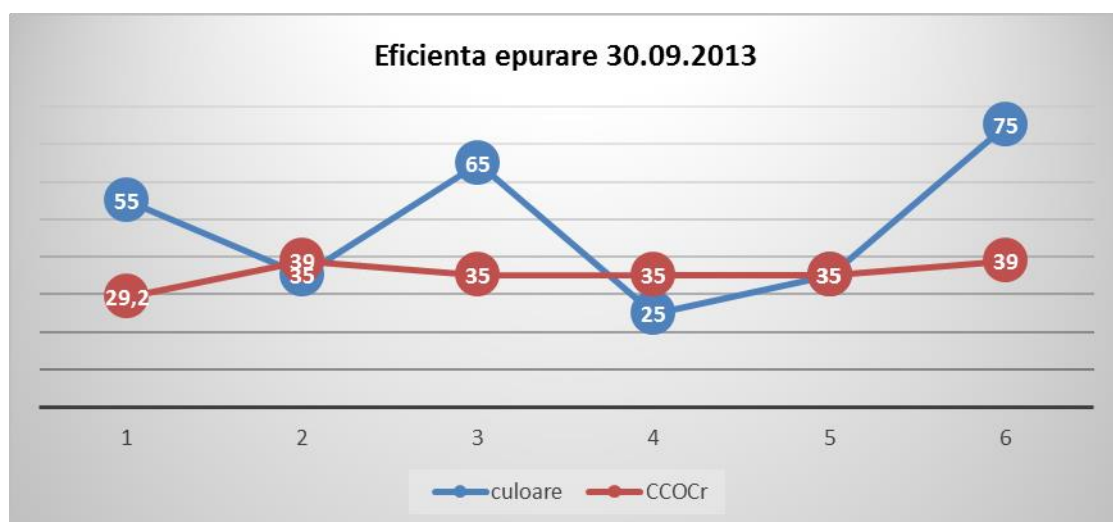
nr test	pH in.	CCOCr initial [mg/l]	Tratare electrica	Tratare chimica				CCOC r final [mg/l]	Observatii	
			Energie [Wxh]	NaOCl [ml/l]	Al ₂ (SO ₄) ₃ [ml/l]	Prestol [ml/l]	Var [ml/l]		Culoare In.	culoare (%epurare)
1	6.8	885.4	-	2,5_	0	0	0	-	verde inchis	(0%)
2	6.8	885.4	-	5_	0	0	0	919.6		verde inchis (0%)
3	6.8	885.4	-	10-	0	0	0	-		verde inchis (0%)
4	6.8	885.4	-	10_	-	10	-	646.0		galben deschis (75%)
5	6.8	885.4	-	3_	15	10	-	676.4		slab galbuie (85%)
6	6.8	885.4	-	1,5_	10	10	-	782.8		slab galbuie (85%)
7	6.8	885.7	-	0,5_	10	10	-	684		slab galbuie (85%)
1	6.6	768.4	-	4_	10	10	-	544.0	rosu inchis	roz intens (55%)
2	6.6	768.4	-	-	10	-	10	469.2		rosu (35%)
3	6.6	768.4	-	-	10	10	-			roz (65%)
4	6.6	768.4	-	-	10	10	-			rosu intens (25%)
5	6.6	768.4	-	-	10	10	-			rosu (35%)
6	6.6	768.4	2.9	15_	10	10	-	509.2		galben (75%)
1	6.9	862.6	-	-	10	10	-	862.6	verde	(0%)
2	6.9	862.6	-	-	10	-	10	862.6		(0%)

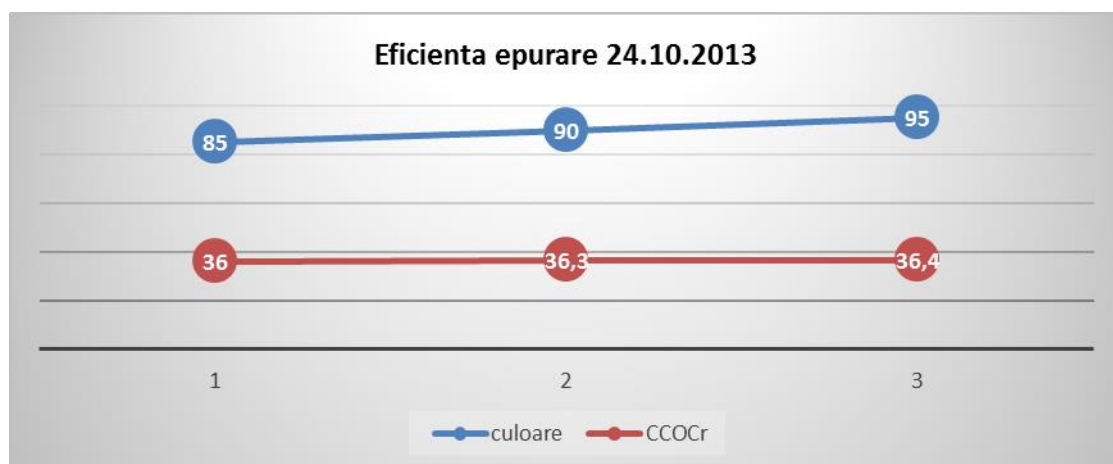
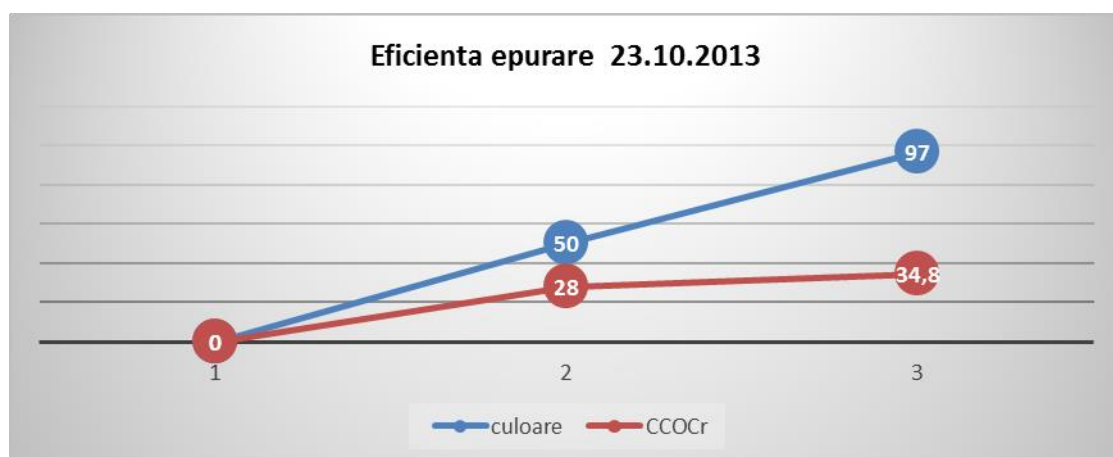
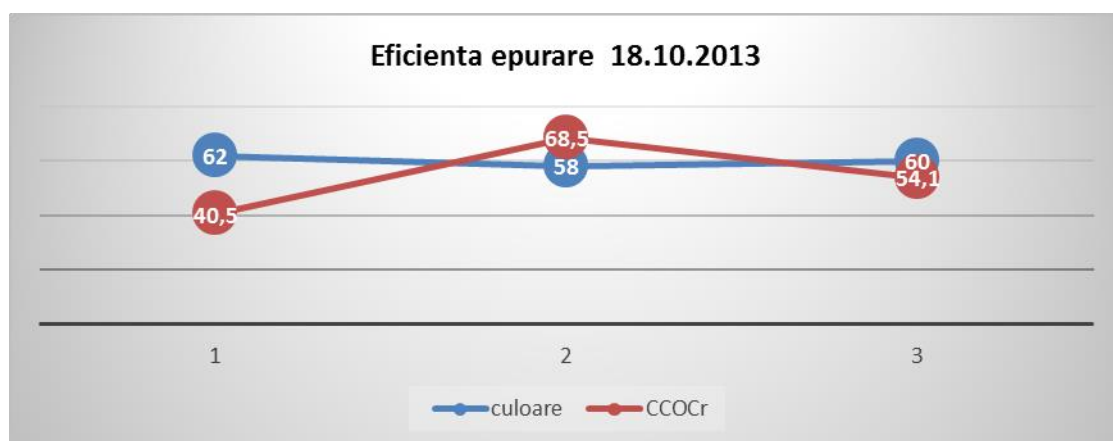
Conferința Tehnico-Științifică
Performanța în serviciile de apă-canal

3	6.9	862.6	-	4	-	-	-	862.6		(0%)
4	6.9	862.6	2.2	-	2_	10	-	715.0		verde pal (50%)
5	6.9	862.6	-	-	10	10	-	642.8		verde pal (50%)
6	6.9	862.6	3.3	-	20	15	-	682		verde pal (50%)
1	7.2	661.4	-	-	10	10	-	371.2	Albas-tru	verde deschis (60%)
2	7.2	661.4	-	0,5_	10	10	-	358.8		verde deschis (60%)
3	7.2	661.4	8.3	-	5	10	2	357.1		incolor (97%)
4	7.2	661.4	4.8	-	5	10	-	-		incolor (97%)
1	6.5	1167	3.2	-	-	-	-	694.5	indigo	verde inchis (62%)
2	6.5	1167	6.4	-	-	-	-	367.5	indigo	verde inchis (58%)
3	6.5	1167	14.0	-	-	-	-	535.5	indigo	verde inchis (60%)
1	6.4	792	-	-	10	10	-	845	maron	(0%)
2	6.4	792	8.2	-	10	10	-	570	maron	mov transp (50%)
3	6.4	792	18.4	-	-	-	-	516	maron	incolor (97%)
1	6.4	792	6.6	-	10	10	-		maron	roz (85%)
2	-	-	8.7	-	5	5	-	504	maron	roz deschis (90%)
3	6.4	792	6.6	-	10	10	-	504	maron	galben pal (95%)

Eficiența de epurare rezulta din reducerea concentrației la CCOCr și din îndepărtarea culorii. Aceasta este reprezentată sugestiv în graficele următoare (pe probe de apă) :







4. CONCLUZII

Calitatea parametrilor apelor uzate rezultate din industria textilă este variabilă în ceea ce privește încărcătura organică, pH, turbiditate și culoare. Aceste variații pot inhiba eficiența procesului de epurare, de aceea se recomandă egalizarea efluentului. Sistemul cu baie de electrofloculare prezintă o eficiență mai mare în eliminarea CCO, a culorii și turbidității.

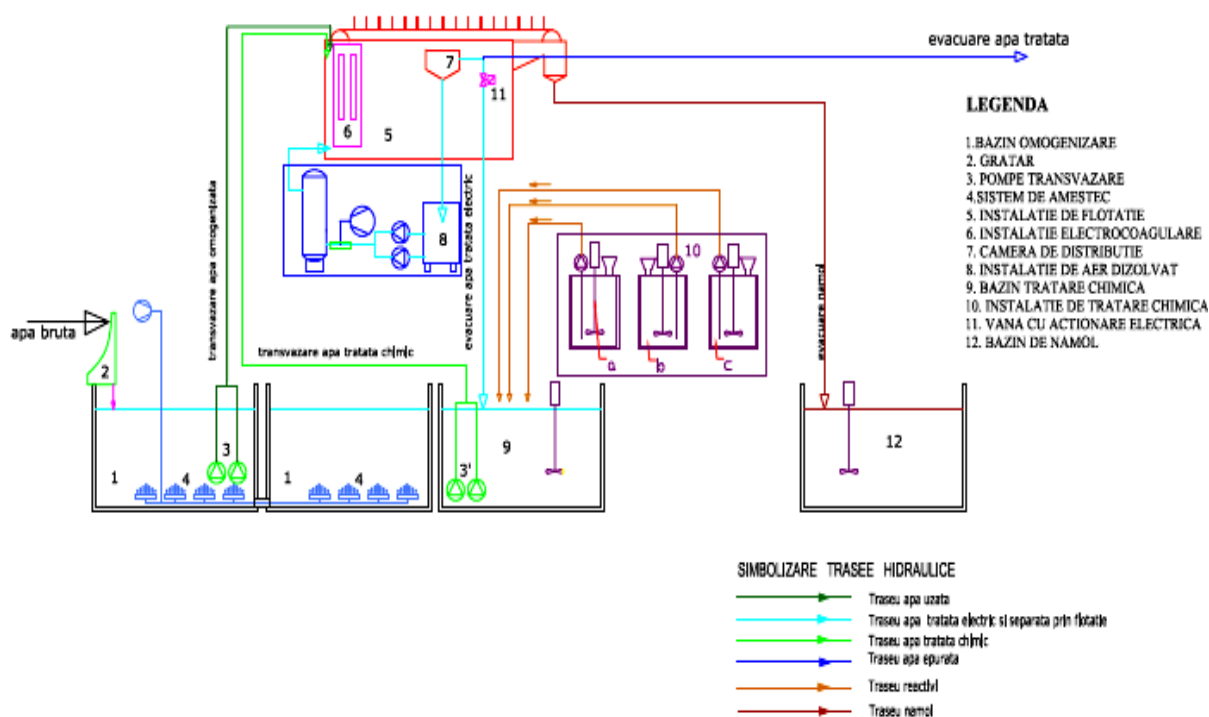
În urma analizelor efectuate s-a constatat că tratamentul chimic este inefficient fără tratamentul electric. Pe apele tratate electric și chimic s-au obținut rezultate bune, cu eficiența de tratare de până la 98% la culoare și de maxim 68,5% pentru CCOCr. Apele preepurate nu afectează procesele biologice dintr-o stație de epurare mecano-biologică, nefiind toxice pentru namolul activ.

5. SCHEMA TEHNOLOGICĂ PROPUȘĂ

Pentru alegerea schemei tehnologice s-a avut în vedere respectarea operațiilor de tratare stabilite în laborator, ordinea acestor operații și utilizarea în proces a bazinelor existente. Stația va cuprinde: bazin de omogenizare, sistem de omogenizare cu aer și pompe de transvazare, o instalație de flotatie în care vor fi montați electrozii instalației de electrocoagulare, un bazin pentru tratamentul chimic, prevăzut cu mixer pentru agitare și cu pompe de transvazare, o instalație de dozare chimicale (coagulant, floculant, soluții pentru corectie de pH și pompe dozatoare) și un bazin de depozitare namol. [5]

Apa uzată brută va intra în primul bazin care are rolul de a egaliza debitele și de a omogeniza apa cu ajutorul unui sistem de aerare. De aici apa trece în bazinul instalației de flotatie în care va avea loc tratamentul electric de coagulare (prin electroliza, ioni de fier sau aluminiu vor acționa ca și coagulanți), practic substanțele prezente în apă se vor descompune, vor coagula și apoi se vor separa prin flotatie. O parte din apa limpezită va intra într-o instalație de aer dizolvat iar apoi va intra din nou în instalația de flotatie. Aceasta apă îmbogățită cu aer are rolul de a îmbunătăți procesul de separare a apei limpezite de namolul format în urma tratamentului electric și implicit de a scurta perioada de separare.

Schema tehnologică propusă este următoarea:



În anumite cazuri, acest proces de tratare electrică este suficient și apa poate fi evacuată la canalizarea orașului. În cazul în care apele nu se încadrează în parametri stabiliți conform NTPA 002 [6], prin intermediul unei vane cu acționare electrică va fi dirijată în bazinul pentru tratament chimic. Aici se va doza sulfat de aluminiu pentru coagulare, se va corecta pH-ul, se adaugă floclant, iar apa va fi trecută în instalația de flotatie pentru separarea celor două faze.

Procesul de flotatie se va desfășura succesiv: 16 ore/zi pentru apele tratate electric și 8 ore/zi pentru apele tratate chimic. Namolul separat în flotatie va fi dirijat în bazinul de depozitare namol.

6. EVALUAREA COSTURILOR DE EXPLOATARE

Operația principală în tratamentul apelor uzate este tratarea electrică care are rol de disociere a compusilor organici component ai vopselelor dizolvate și precipitarea lor în vederea separării fizice sau fizico-chimice. Aceasta duce la decolorarea apei și la reducerea cantității de CCOCr până la limitele admise de normativul NTPA002-2005.

Din tratamentele realizate în laborator s-a constatat că pentru anumite vopsele sau combinații de vopsele în apa uzată, aceasta nu reacționează la tratamentul chimic, dar întotdeauna reacționează la tratamentul electric. Drept consecință, s-a ales ca operație principală tratarea electrică a apei până la momentul precipitării și secundară - tratarea chimică pentru finalizarea reacției de precipitare și floclare – pentru reducerea cheltuielilor.

Din tratamentele realizate s-a constatat că este necesară o energie electrică minimă pentru disocierea coloranților, între $2,2\text{kWh/m}^3$ și $10,5\text{kWh/m}^3$ (la un singur test a rezultat $22,4\text{kWh/m}^3$ – valoare extremă). Astfel rezultă o medie de $6,3\text{kWh/m}^3$.

Pentru funcționarea secvențială, cu transvazarea apei din bazinul B1 și B2 în bazinul B3, pentru utilizarea unei singure instalații de flotatie, timpul de transvazare este de 16 ore pentru debitul de 350mc, adică cca. 21,8mc/oră, rezultând o instalație de tratare electrică cu puterea maximă de cca.69 kW.

7. BIBLIOGRAFIE

1. Negulescu M., s.a. Epurarea apelor industriale, Vol.I și II, Ed. Tehnică, București, 1989;
2. Robescu D., Procedee, instalații și echipamente pentru epurarea fizică a apelor uzate. București, 1999;
3. Cele mai bune tehnici disponibile (BAT) pentru industria textilă pentru industria textilă Partea I: Apa uzată, Dr. Harald Schoenberger, Sevilla. Partea II: Reducerea emisiilor la instalațiile de finisare a textilelor Dr. Richard Schlachta, Munich;
4. Vaireanu D.I., "Depoluarea electrochimică a apelor reziduale", Ed.Printech, București, 2000
5. Normativ privind proiectarea, execuția și exploatarea sistemelor de alimentare cu apă și canalizare a localităților. indicativ NP 133 – 2011-*partea a II-a: Sisteme de canalizare a localităților*;
6. NTPA – 002/2005 – Normativul privind condițiile de evacuare a apelor uzate în rețelele de canalizare ale localităților și direct în stațiile de epurare (HG nr. 352/2005).

Soluții SCADA pentru gestionarea eficientă a sistemelor de alimentare cu apă

Florin Rotaru*

* Dr. Ing., Water Management (Partener Bentley Systems în România)
(E-mail: florin.rotaru@water-management.ro)

Abstract

In this article there are certain aspects about the fast and smart management possibilities of water supply systems using specialized SCADA software modules.

Keywords

Bentley Systems, Bentley WaterGEMS V8i, SCADAConnect, SCADAConnect Simulator, HMI, SCADA, model, scenario, solutions, CAD, GIS

1. CONSIDERAȚII GENERALE

În acest articol se prezintă, pe scurt, câteva aspecte referitoare la posibilitățile de gestionare rapidă și inteligentă a sistemelor de alimentare cu apă, folosind în acest sens module SCADA specializate, prezente în programul *Bentley WaterGEMS V8i: SCADAConnect* și *SCADAConnect Simulator*.

2. UTILIZAREA MODULELOR SCADACONNECT ȘI SCADACONNECT SIMULATOR DIN PROGRAMUL BENTLEY WATERGEMS V8i PENTRU SIMULĂRI COMPLEXE, ÎN VEDEREA ADMINISTRĂRII EFICIENTE A SISTEMELOR DE ALIMENTARE CU APĂ

Bentley WaterGEMS V8i reprezintă o soluție eficientă de modelare hidraulică și de analiză a calității apei pentru sistemele de distribuție a apei, având funcții avansate de interoperabilitate, realizare model geospațial, optimizare, precum și instrumente valoroase de management. De la debitele pentru combaterea incendiilor și analize ale calității apei, până la consumurile energetice și gestionarea costurilor de investiție, Bentley WaterGEMS V8i oferă un mediu de lucru ușor de utilizat de către toți specialiștii, pentru a putea analiza, proiecta și optimiza sistemele de distribuție a apei. Utilizatorii Bentley WaterGEMS V8i se pot bucura de puterea și flexibilitatea de lucru oferite de platformele CAD, GIS și independente, în timp ce pot accesa o singură sursă de date, comună unui anumit proiect.

SCADAConnect este un instrument modern și eficient folosit pentru achiziția automată a datelor, fie direct de la sistemul SCADA, sau prin intermediul fișierelor create folosind datele SCADA. Astfel, informațiile SCADA sunt, de obicei, disponibile în două moduri: istoric și în timp real. Datele obținute în oricare dintre cele două moduri sunt mai apoi utilizate pentru realizarea setărilor inițiale, sau calibrarea modelelor. Odată ce datele au fost importate în modelul hidraulic, acestea pot fi utilizate fie pentru calibrarea hidraulică în modulul Darwin Calibrator, fie sau ca date inițiale pentru simulări complexe pe perioade de timp extinse. Acest instrument a fost conceput special pentru a putea elimina transferul manual de date dintre sistemele SCADA și modelul hidraulic.

SCADAConnect Simulator este o aplicație care poate fi utilizată pentru a simula comportarea în timp a unui sistem de alimentare cu apă și a evalua răspunsul sistemului la diferite modificări ale funcționării acestuia. Acest modul este destinat să permită oricărui operator al sistemului de distribuție a apei să aibă acces la cea mai mare parte a unui model hidraulic funcțional și foarte

sofisticat, fără însă a fi nevoie să cunoască toate datele și detaliile tehnice ale calibrării modelului. Astfel, în programul Bentley WaterGEMS V8i se consideră sistemul de alimentare cu apă din Fig. 1 format din conducte, rezervoare, bazine, pompe, vane, etc. și se dorește prezentarea unor elemente referitoare la modul de lucru al acestor două module: SCADAConnect, SCADAConnect Simulator.

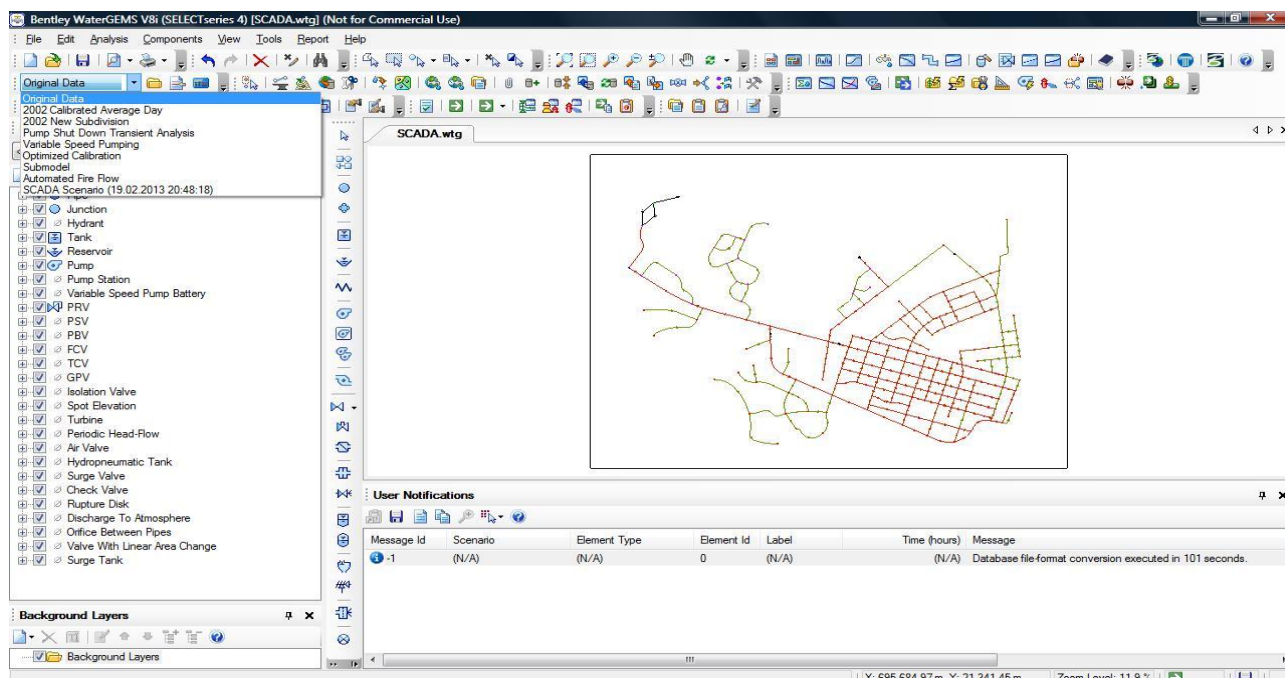


Fig. 1 – Interfața programului, scenariile aferente împreună cu sistemul de alimentare cu apă studiat

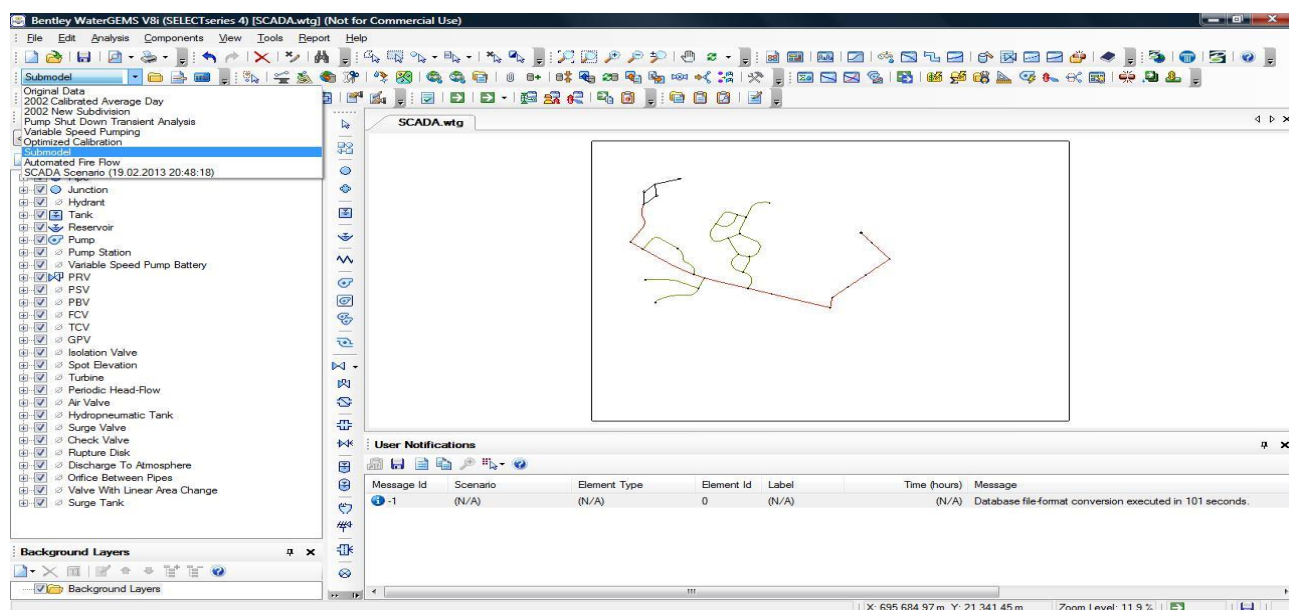


Fig. 2 – Selectarea și afișarea scenariului curent "Submodel" din lista scenariilor existente

Conferința Tehnico-Științifică Performanța în serviciile de apă-canal

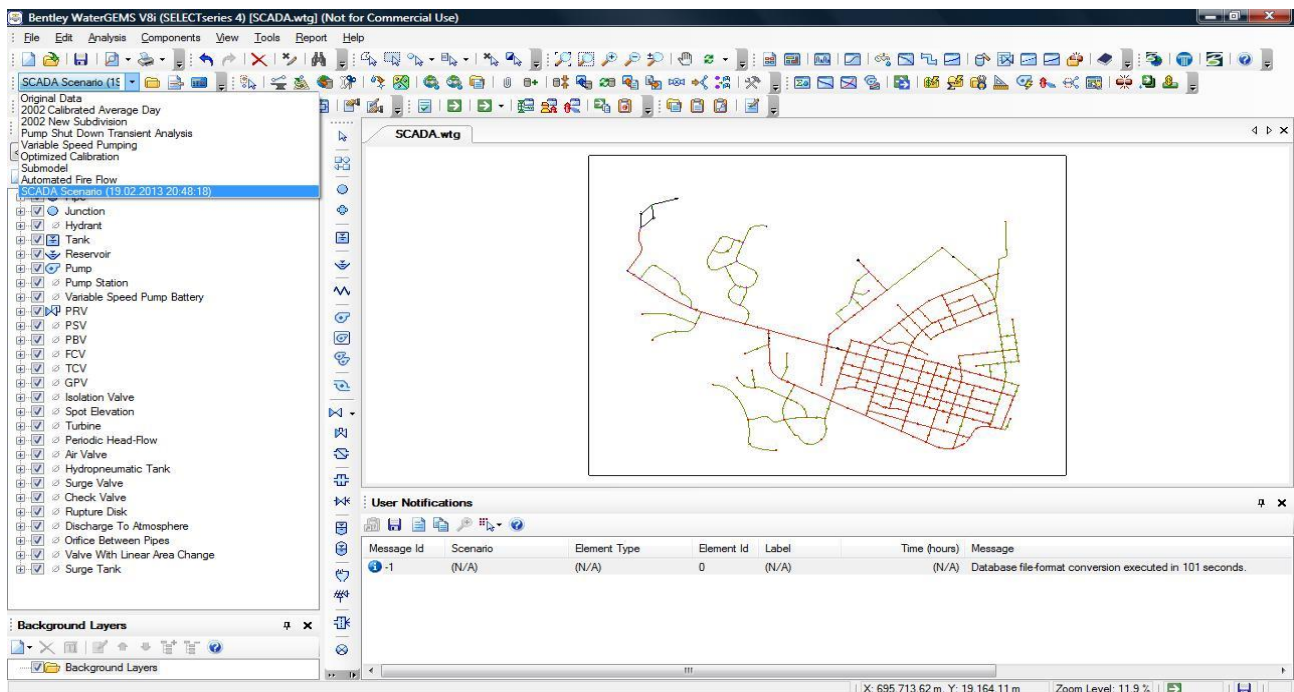


Fig. 3 – Selectarea și afișarea scenariului curent "SCADA Scenario" din lista scenariilor existente

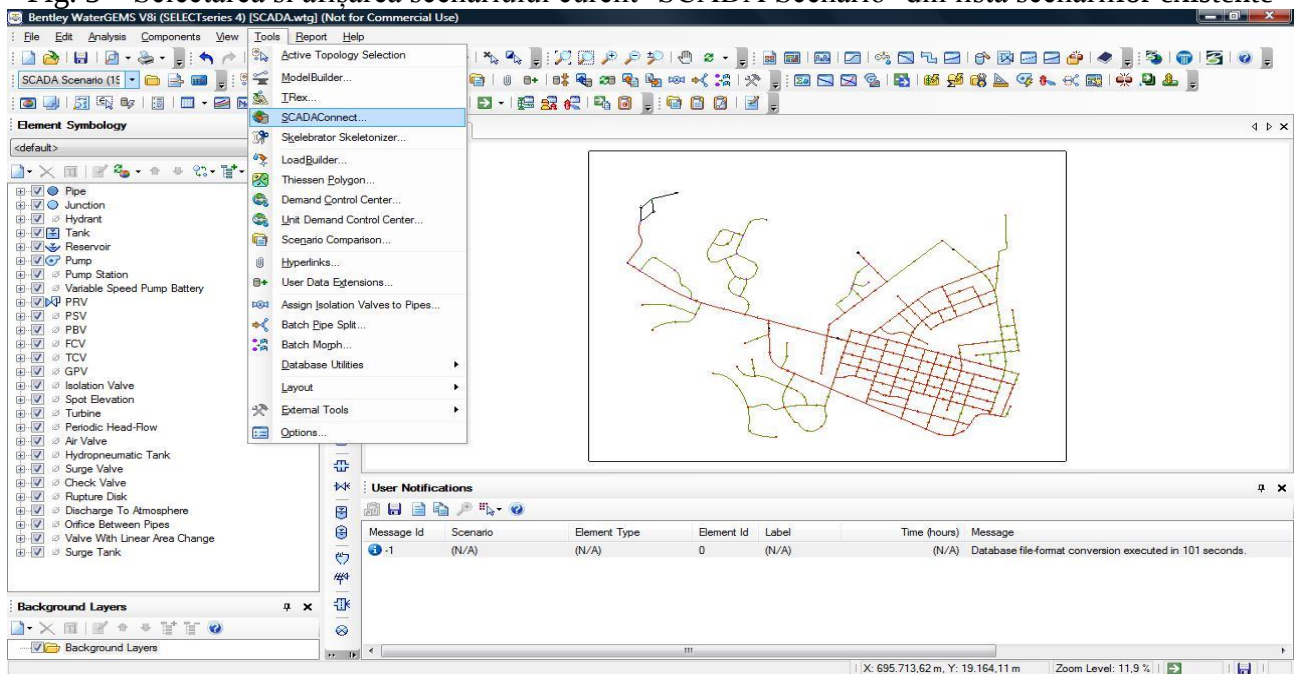


Fig. 4 – Afișarea meniului "Tools" și selectarea din acesta a modului "SCADAConnect"

Conferința Tehnico-Științifică Performanța în serviciile de apă-canal

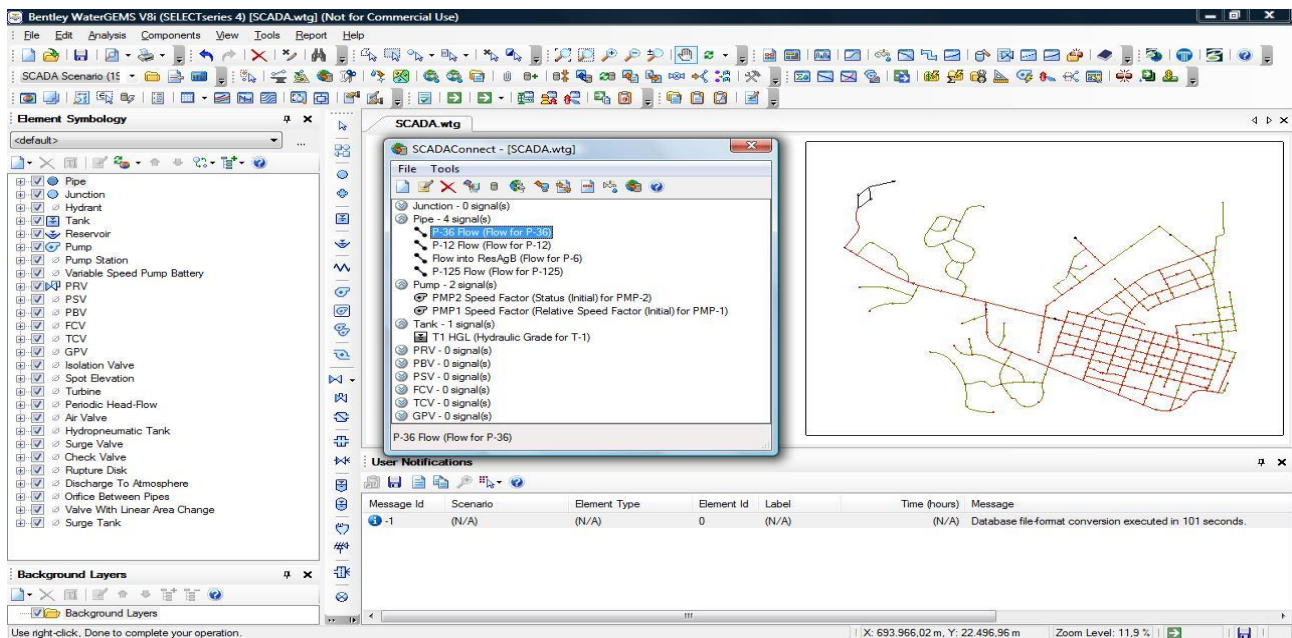


Fig. 5 – Interfața modulului "SCADAConnect" împreună cu sistemul de alimentare cu apă studiat

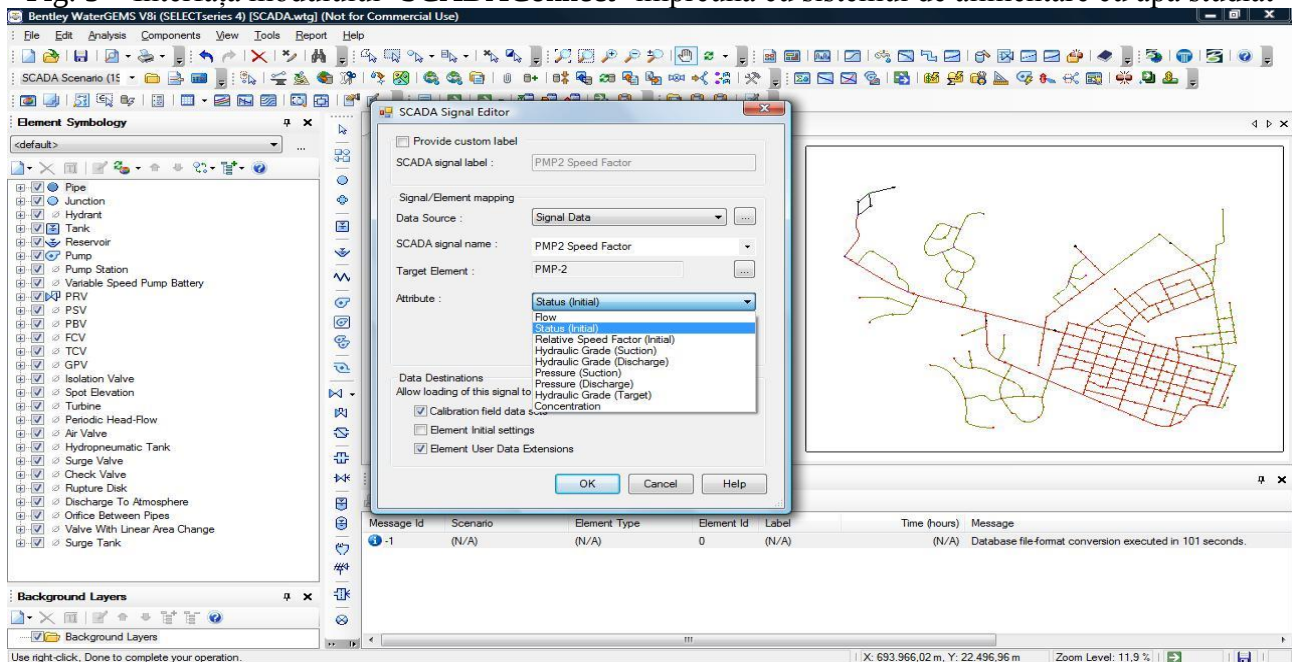


Fig. 6 – Editarea semnalelor pentru elementele sistemului, respectiv pentru pompa PMP-2

Conferința Tehnico-Științifică Performanța în serviciile de apă-canal

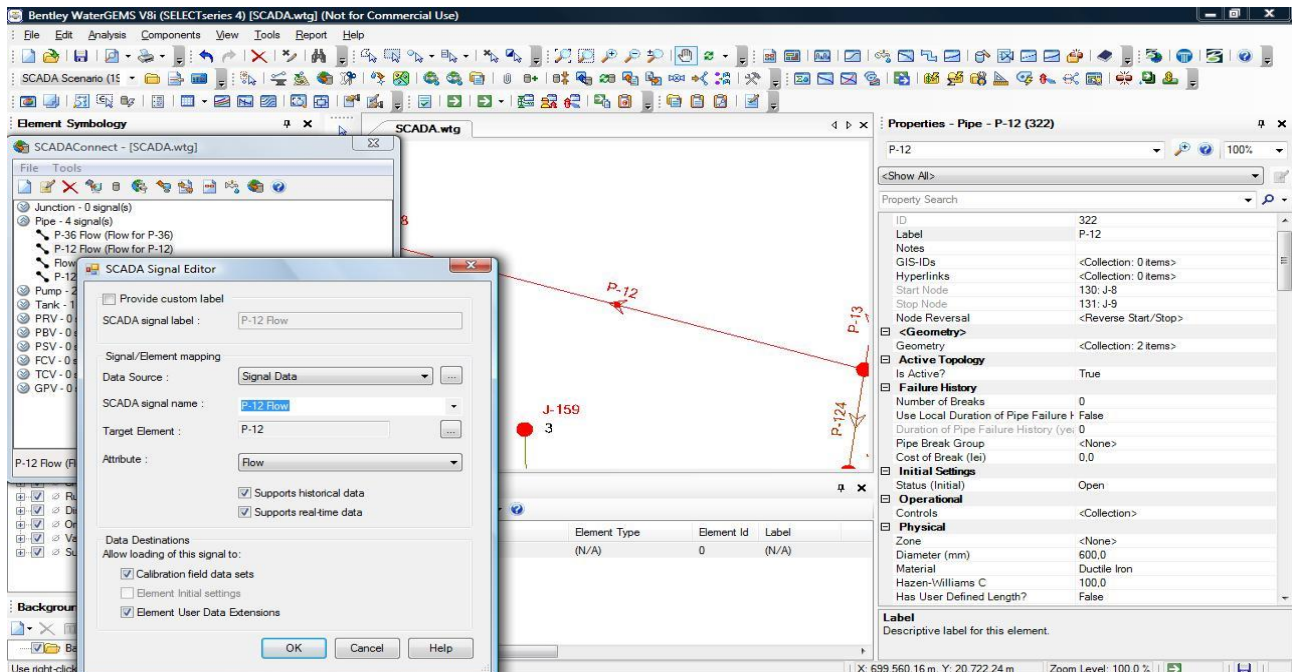


Fig. 7 – Editarea și afișarea caracteristicilor și semnalelor pentru conducta P-12

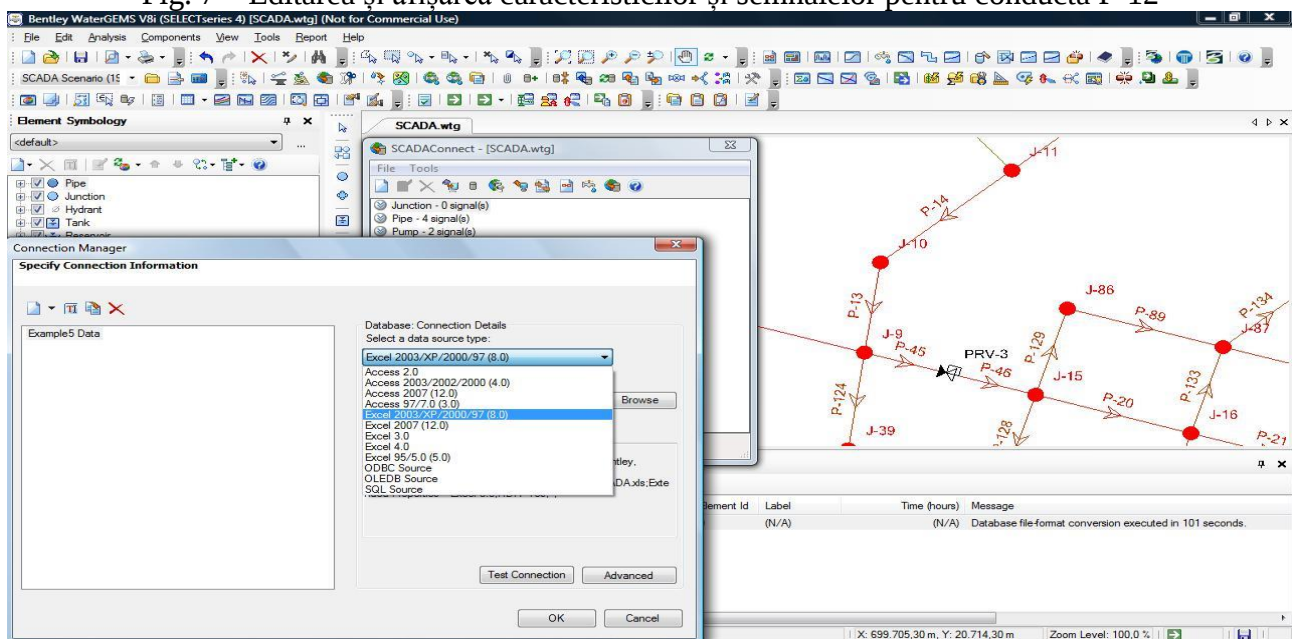


Fig. 8 – Alegerea tipului de bază de date ce urmează a fi utilizat

Conferința Tehnico-Științifică Performanța în serviciile de apă-canal

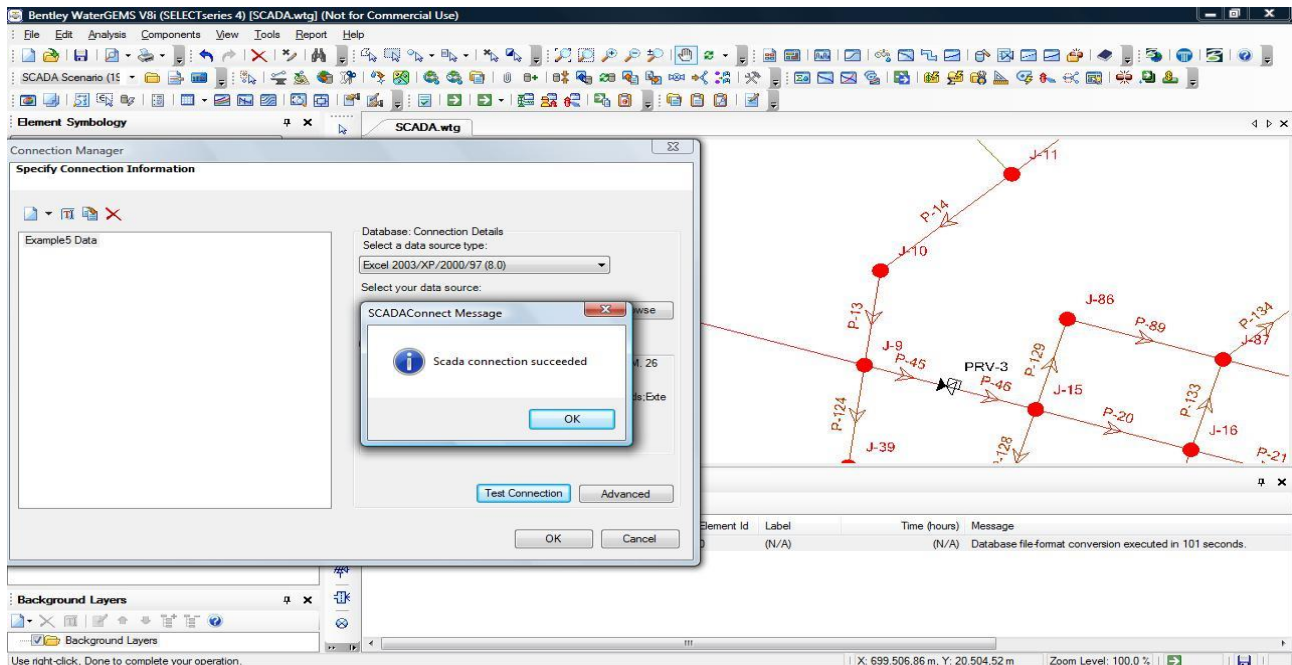


Fig. 9 – Stabilirea conexiunii cu baza de date selectată

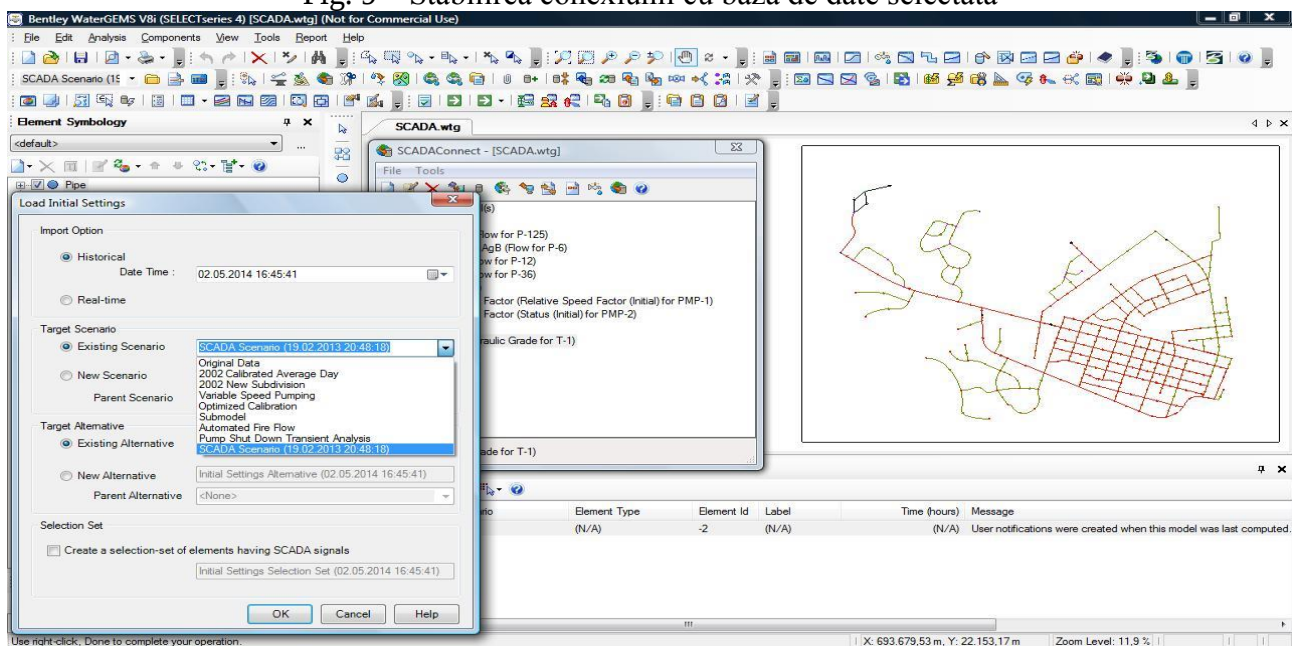


Fig. 10 – Realizarea setărilor necesare (timp real, istoric, scenarii, alternative, etc.)

Conferința Tehnico-Științifică Performanța în serviciile de apă-canal

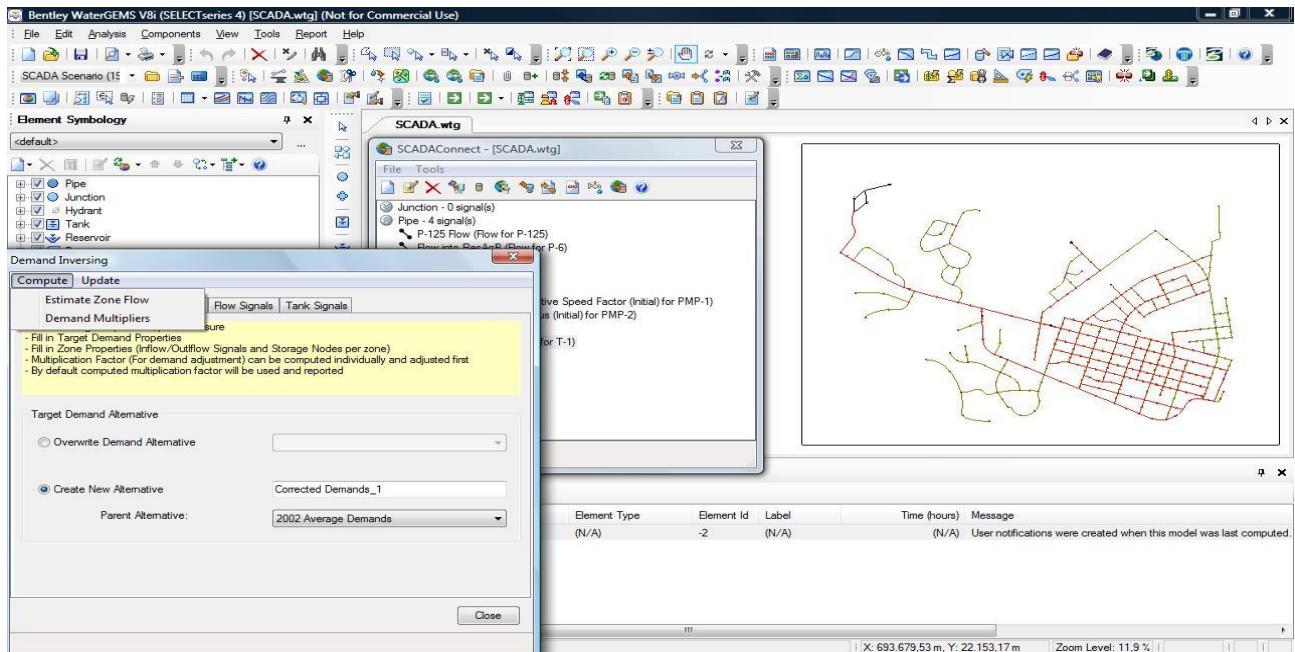


Fig. 11 – Realizarea altor setari necesare (alternative, debite, elemente selectate, etc.)

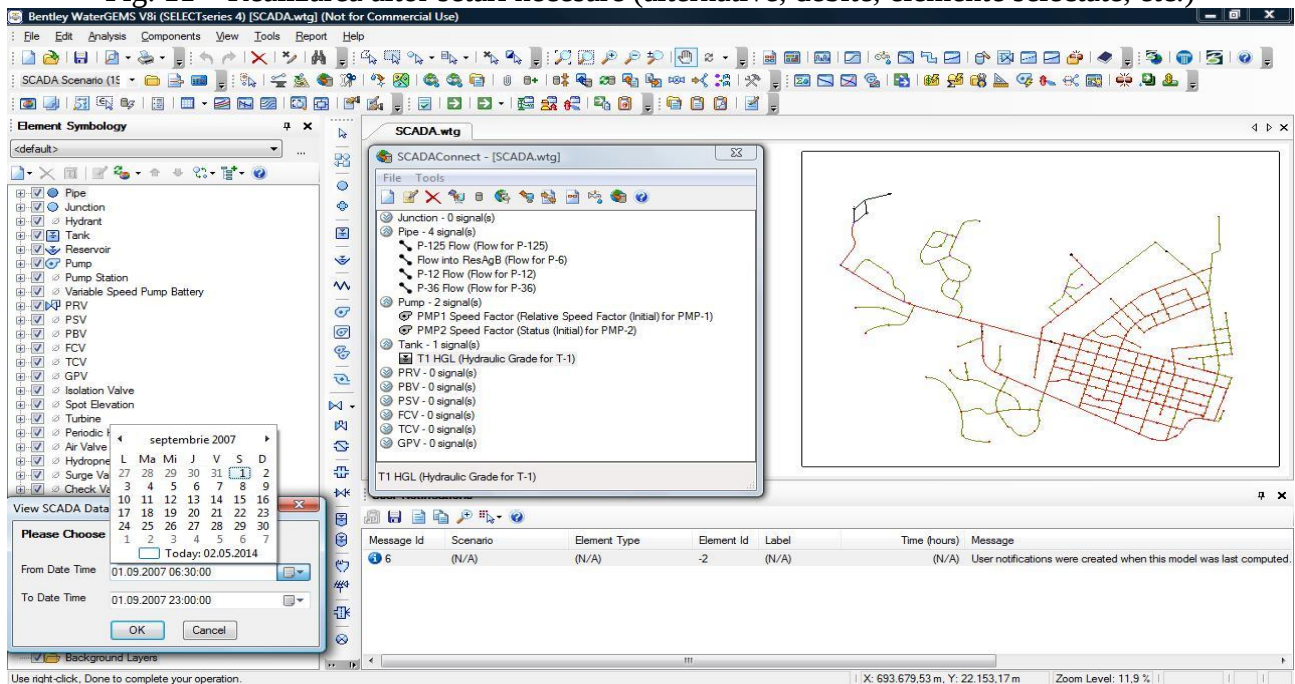


Fig. 12 – Alegerea perioadelor de timp pentru care se va monitoriza sistemul de alimentare cu apă

Conferința Tehnico-Științifică Performanța în serviciile de apă-canal

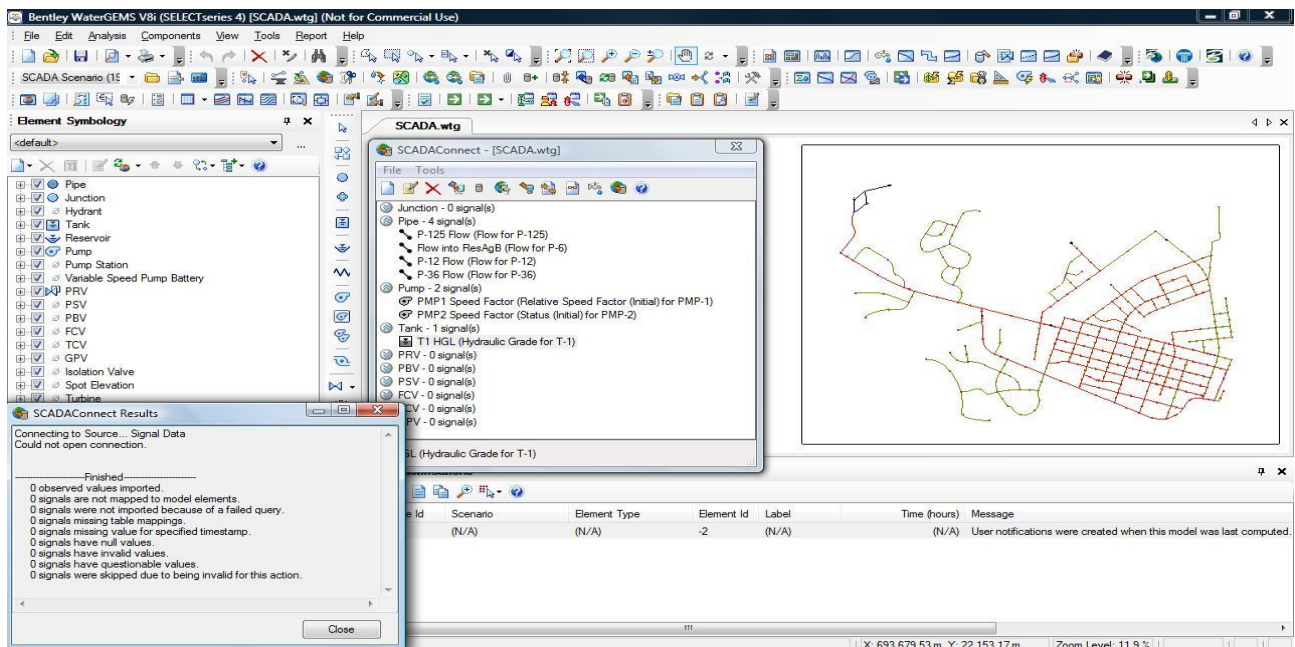


Fig. 13 – Mesaj apărut în urma imposibilității de interconectare a datelor existente în sistem

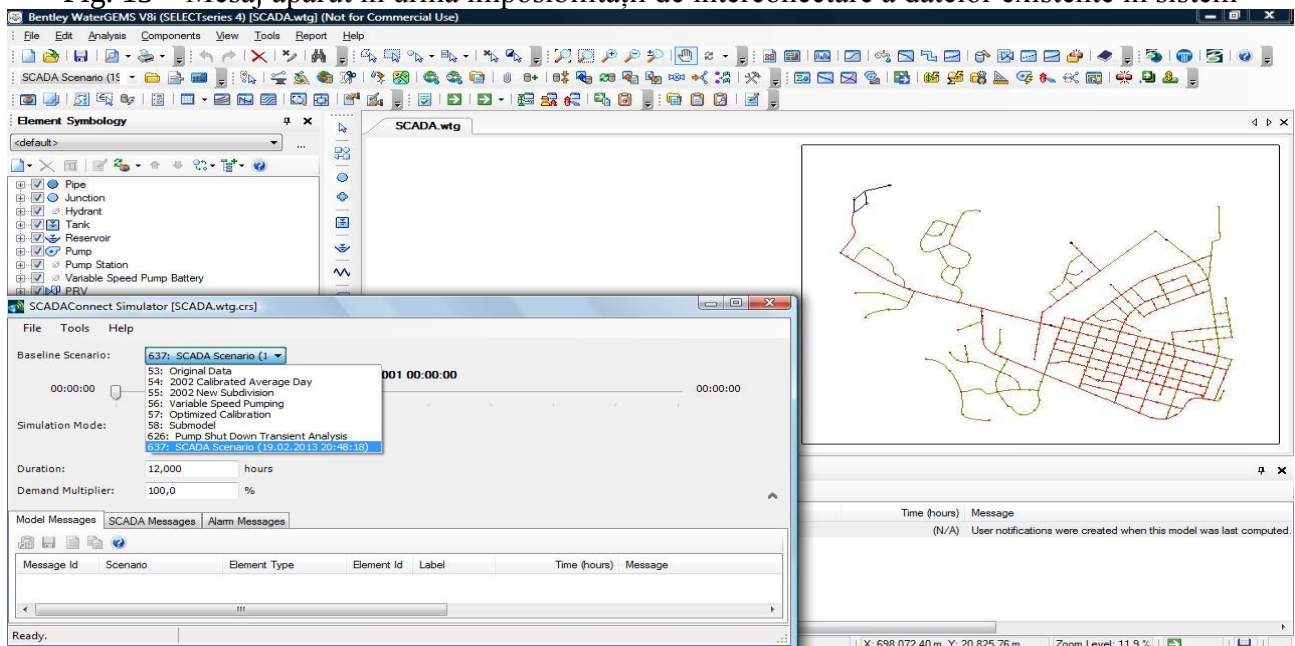


Fig. 14 – Interfața modulului "SCADAConnect Simulator" împreună cu scenariile aferente

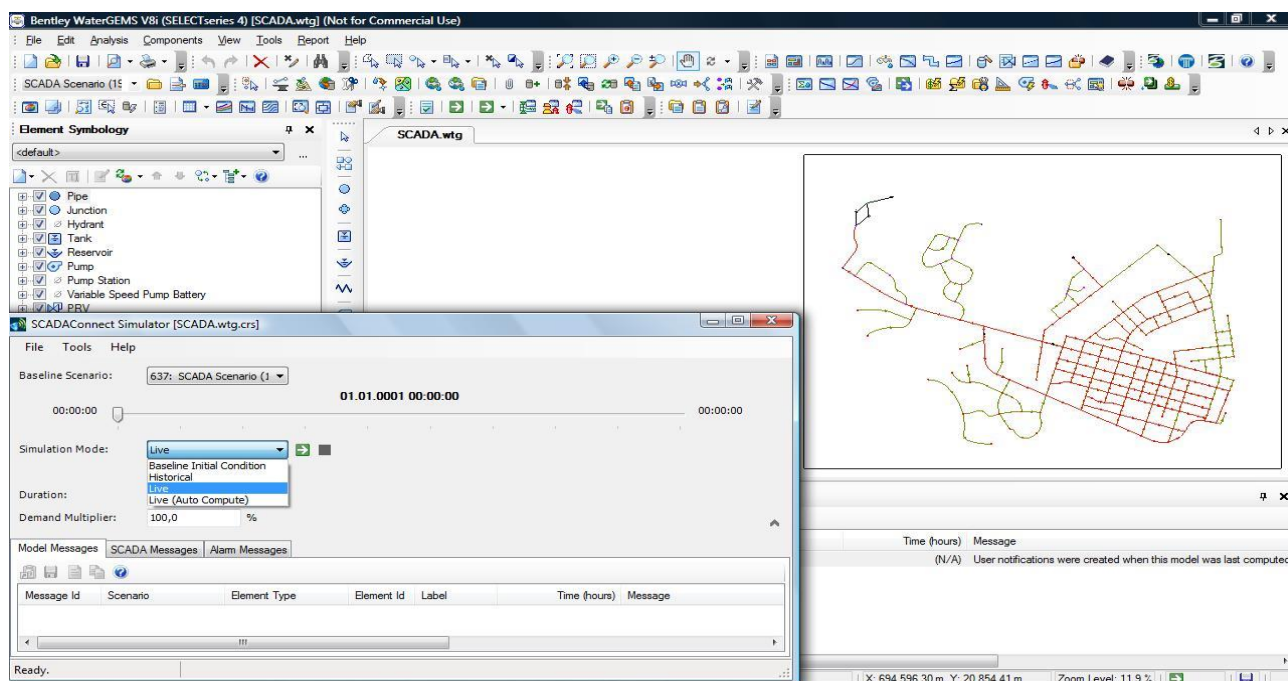


Fig. 15 – Afișarea posibilităților de analiză ale aplicației "SCADAConnect Simulator"

3. CONCLUZII

Având în vedere cele menționate mai sus, se poate observa că programul Bentley WaterGEMS V8i permite, printre multe analize pe care le efectuează, și realizarea cu ajutorul modulelor specializate SCADAConnect și SCADAConnect Simulator a unei monitorizări inteligente și eficiente a oricărui sistem de alimentare cu apă, indiferent de complexitatea acestuia.

4. BIBLIOGRAFIE

1. Bentley WaterGEMS V8i
2. F. Rotaru, Soluții moderne și eficiente pentru reabilitarea și extinderea sistemelor de alimentare cu apă, Conferința Tehnico-Științifică "Performanța în serviciile de apă-canal", 16 – 18 iunie 2014, Palatul Parlamentului, București
3. F. Rotaru, Soluții și metode moderne aplicate pentru gestionarea eficientă a proiectelor de infrastructură. A opta Conferința a Hidroenergeticienilor din România, Dorin Pavel, U.P.B., 22 – 23 mai 2014, București
4. F. Rotaru, Aspecte teoretice referitoare la utilizarea algoritmilor genetici în modelele destinate distribuției apei. Detectivii apei pierdute. Supliment al publicației Aquastiri, editată de Aquatim S.A. Anul 3, Nr. 6, Decembrie 2013, Timișoara
5. F. Rotaru, Posibilități de aplicare a instrumentelor de proiectare, în cadrul domeniilor de inginerie și protecție a mediului. Seminar susținut la U.P.B., Facultatea de Energetică, în cadrul Departamentului de Hidraulică, Mașini Hidraulice și Ingineria Mediului, Decembrie 2013
6. F. Rotaru, Case study regarding the optimization of energy consumption and the functioning of pumps and pumping station within the water supply systems, Sesiune III – "Performance management systems for water / sewerage", Danube – Black Sea Regional Water Forum, International Conference "Water services and the new energy challenges", Palace of the Parliament, Bucharest, 10 – 12 June 2013
7. F. Rotaru, Solutions for optimizing the energy consumption within water supply systems. Poster sesiune, Danube – Black Sea Regional Water Forum, International Conference "Water services and

the new energy challenges", Palace of the Parliament, Bucharest, 10 – 12 June 2013

8. F. Rotaru, Progresul tehnologic – prezent și viitor. A VIII-a ediție a simpozionul "Progresul tehnologic – rezultat al cercetării". AGIR, 26 Aprilie 2013, București

9. <http://www.bentley.com/>

10. WaterGEMS V8i User's Guide

11. Z. Y. Wu, P. Sage, D. Turtle, M. Wheeler, M. Hayuti, S. Velickov, C. Gomez, J. Hartshorn, F. Rotaru, Studiu de caz pentru detectarea pierderilor de apă, utilizând modelele hidraulice și datele măsurate. Detectivii apei pierdute. Supliment al publicației Aquastiri, editată de Aquatim S.A. Anul 3, Nr. 5, Aprilie 2013, Timișoara

Producing fuels from wastewater treatment

Elena Manea* și Lăcrămioara Diana Robescu**

* Universitatea Politehnica din București, Departamentul de Hidraulică, Mașini Hidraulice și Ingineria Mediului, Splaiul Independenței, nr. 313, Sector 6, 060042, București, Romania, Tel.: +40-722-27 51 86 (E-mail: estreitferdt@yahoo.com)

** Univesitatea Politehnica din București, Departamentul de Hidraulică, Mașini Hidraulice și Ingineria Mediului, Splaiul Independenței, nr. 313, Sector 6, 060042, București, Romania, Tel.: +40-744-60 29 21, Fax: +40-21-4029493 (E-mail: diana.robescu@upb.ro)

Rezumat

Lucrarea reprezintă o trecere în revistă a principalelor cercetări referitoare la soluțiile de obținere a combustibililor în stațiile de epurare a apelor uzate. Importanța acestui studiu este dată de creșterea costului energiei, care se reflectă în costurile de operare a stațiilor de epurare într-un procent de aproximativ șaizeci la sută. Un alt aspect important în identificarea soluțiilor optime pentru obținerea combustibililor alternativi este contribuția mare a utilizării combustibililor fosili la schimbările climatice la nivel global, prin emisia în atmosferă a gazelor cu efect de seră.

Cuvinte cheie

Epurare, combustibili, energie

1. INTRODUCTION

As energy prices continue to climb and wastewater treatment facilities operators are looking towards renewable energy generation and energy independence, capturing the energy from local renewable sources becomes more important.

Municipal wastewater treatment plants (WWTPs) are major consumers of energy in national energy system and the cost of this power consumption is an important part of the operating costs. In wastewater treatment plants is very difficult to make power savings because the process is continuous. On the one hand the water continuously enters from the sewage system into the wastewater treatment plant and, on the other hand the treatment technology is based on processes (physical, chemical and biological) that cannot be off or disconnected from the mains supply. Following the above considerations is clear that reducing operating costs cannot be achieved except through the use of compensational regenerative sources of energy, both heat and power.

The energy potential contained in wastewater and its biosolids/biogases exceeds by 10 times the energy used to treat it. Some WWTPs produce 100 % or more of the energy they need function properly and WWTPs collectively could potentially meet 10 % of the national electricity demand (Water Environment Research Foundation). This represents a tremendous opportunity for the wastewater industry.

2. BIOGAS PRODUCTION

Anaerobic digestion occurs naturally, in the absence of oxygen, as bacteria break down organic materials and produce biogas. The process reduces the amount of material and produces biogas, which can be used as an energy source. This technology is commonly used throughout the world to break down sewage sludge at wastewater treatment facilities.

Anaerobic digestion is a bacterial decomposition process that stabilises organic wastes and produces a mixture of methane and carbon dioxide gas (biogas). The heat value of methane is the same as natural petroleum gas, and biogas is valuable as an energy source. Anaerobic digestion is usually carried out in a specially built digester, where the content is mixed and the digester maintained at a temperature of about 35 °C by combusting the biogas produced. After the digestion process, the sludge is passed to a sedimentation tank where it is thickened. Biogas is collected from the digester. The thickened sludge requires further treatment prior to reuse or disposal.

Anaerobic digestion can also be carried out at a slower rate in an unmixed tank or pond. Covering is usually by a UV resistant plastic sheet, because of the large area needed to be covered, and biogas is collected from the top of the sheet. Storage of biogas can be in a cylindrical tank with a floating roof. The cylindrical roof floats on water and its position is determined by the volume of the gas stored under the pressure of the roof. Biogas can also be stored in a balloon, but only under low pressure.

The anaerobic treatment of wastewater sludge provides the opportunity to rapidly reduce the organic content of the waste while minimizing treatment process energy consumption and production of microbial biomass or sludge. The conversion of organic compounds in wastewater into sludge produces a by-product which requires further treatment or disposal.

The choice in the final means for utilization of biogas impacts the design and equipment requirements for biogas processing, storage and the economics of the biogas conversion system. The biogas may be applied in direct combustion systems (boilers, turbines, or fuel cells) for producing space heating, water heating, drying, absorption cooling and steam generation. The gas used directly in gas turbines and fuel cells may produce electricity. An alternative choice in biogas conversion is the use in stationary or mobile internal combustion engines which may results in shaft horsepower, cogeneration of electricity, and/or vehicular transportation. A final opportunity exists for sale of the biogas through injection into a natural gas pipeline.

Co-digestion

The co-fermentation of biowastes in wastewater treatment plants has the aim of increasing the sludge biomass contents in order to increase the biogas production. The process may affect the plant's operational performance. The main aspects that should be considered when selecting the substrate type are: degree of degradation, gas production, drainability of the digested product, regional availability, disposal solutions and potential costs.

When facilities start using co-digestion, the increased energy production allows them to offset the amount of energy they are using and potentially sell excess energy back to the grid.

Extensive studies have been developed in order to evaluate the optimal matter that can be introduced to the anaerobic digestion process, both in terms of type and quantity.

The main feedstocks considered for co-digestion are fats, oils, and grease and other food processing wastes (Wimmer, 2007). The use of co-substrates usually improves the biogas yields from anaerobic digester due to positive synergisms established in the digestion medium and the supply of missing nutrients by the co-substrates (Mata-Alvarez et al., 2000).

Full-scale experiments have been conducted on co-digestion of organic waste of domestic refuse (swill) with municipal sludge (Zupancic et al., 2007). Results have shown that anaerobic digestion is the solution to handling organic waste and above all it is very beneficial with little adverse impacts on the environment.

Food waste is the second largest category of municipal solid waste (MSW) sent to landfills, accounting for approximately 15% of the waste stream. Of the less than 3% of food waste currently being diverted from landfills, most of it is being composted to produce fertilizer.

The results obtained for the digestion of primary sludge and co-digestion of this sludge with the fruit and vegetable fraction of municipal solid wastes under mesophilic conditions were presented

by Gomez et al. (2006). The co-digestion of the fruit and vegetable fraction of municipal solid wastes with primary sludge produced more biogas than did the digestion of primary sludge, due to the higher concentration of volatile solids contained in this feed. The parameters measuring the performance of the digestion process (specific gas production and biogas yield) are more or less the same for the two kinds of feed evaluated. The application of a sudden increase in the organic load of the co-digestion systems led to higher gas production, accompanied by a downgrading of the performance of the digesters.

Extensive studies (EPA) showed that food waste has three times the methane production potential as biosolids (cattle manure - 25 m³ gas/ton, biosolids- 120 m³ gas/ton, food waste- 376 m³ gas/ton).

The substrate that is considered for co-digestion in wastewater treatment plants anaerobic digesters is highly biodegradable and has a high volatile solids destruction rate. When compared to biosolids, food waste has a higher volatile solids destruction rate (86-90%). This means that even though additional material is added to the digesters, the end residual will only increase by a small amount. This is why the subsequent processes (dewatering, transport and disposal) don't have to be considerably upgraded after implementing a co-digestion system to an existing wastewater treatment plant.

Poggi-Varalado et al. (1992) noted that wastewater sludge may benefit the digestion of MSW in three ways: (1) the sludge enriches the solid waste with nitrogen and phosphorus, (2) the sludge improves the buffering capacity of the digestion by providing extra alkalinity, and (3) the sludge may provide bacterial seed to the process.

A variety of MSW pre-processing and digestion schemes have been employed in the co-digestion of MSW and wastewater sludges. Three aspects of the past studies, however, are of particular importance. First, sludge appears to be essential in the sustained digestion of MSW. The series of experiments (Diaz, et al. 1978, Mah et al. 1978, Stenstrom et al. 1981) found that an 80 % MSW, 20 % sludge (VS basis) feedstock mixture allowed optimum organic loading rates and a sufficiently stable process. Mah et al (1980) also added varying amounts of feedlot waste and found that optimum digestion was attained at a feedstock ratio of 0.7/0.14/0.7 (MSW/sludge/feedlot waste). Other studies (Cecchi et al. 1988, Rivard et al. 1990, Poggi-Varaldo et al. 1992) confirmed the stabilizing effect of sludge, with sludge doses between 8 and 20 % of the feedstock VS. These results are in direct contrast to those reported by Cecchi et al. (1988). In this pilot-scale study it was found that an almost linear decrease of the organic matter removal efficiency occurred with an increase in sludge percentage (TS basis). It is possible that the sludge used in the study contained heavy metals or other constituents toxic to anaerobic bacteria. Second, only the studies by Rivard et al. (1990) and Poggi-Varaldo et al. (1992) utilized high-solids (in excess of 20 % TS) digestion.

Low-solids processes are much less susceptible to process upsets, such as VFA build-up or ammonia toxicity, due to the buffering provided by the water, but lack the numerous advantages of high-solids processes described previously. For instance, in the studies by Rivard and by Poggi-Valardo, sustained digestion was achieved at relatively high organic loading rates (typically around 5 g VS/m³-d). These high-solids studies, however, have been limited to laboratory-scale experimentation.

Finally, the various fractions and forms of MSW digested highlight the fact that MSW is, by nature, a highly heterogeneous material, which varies with respect to season and location. Each study, in essence, utilized a different feedstock; and comparisons between the experiments are difficult to make. As a result, monitoring the digestion process based on volatile solids fed or destroyed is only partially descriptive in assessing MSW digestion performance. Feedstock, biodegradability and nutrient availability, parameters typically ignored in the conventional digestion of wastewater sludge, become important factors in estimating solids conversion or in assessing feedstock suitability.

Algal biomass could serve as an alternative source of renewable biofuels. Research efforts to date have primarily focused on the production of algal biofuels through lipid extraction, which involves high temperature and high pressure, resulting in an energy intensive process. In the research of Williams (2012), the use of algal biomass as a supplementary feedstock to anaerobic digesters for the production of methane gas is evaluated. Labscale anaerobic digesters were set-up and the methane gas production of various combinations of thickened waste activated sludge (TWAS) and algal biomass was investigated. *Chlorella vulgaris* (*C. vulgaris*) is used as representative microalgae. In addition, the effects of operational parameters, such as biomass loading, temperature and alkalinity, on biogas production are investigated. The results showed that the biogas production for all biomass loading combinations of *C. vulgaris* and TWAS ranged from 0.47-0.57 mL per mg volatile solids (VS) digested. On average, VS and chemical oxygen demand (COD) were reduced 48 and 38%, respectively, at 35°C. The total nitrogen and phosphorus content of the residual was determined to be in the range of 9-17% as N and 3-7% as P (7-16% as P_2O_5), respectively, revealing its potential value as a fertilizer. It was also observed that decreased digestion temperatures resulted in lower biogas yields, while initial alkalinity in digesters did not appear to affect biogas production. From the results of this research, it can be inferred that algae can be co-digested with wastewater sludge, or by itself, to produce methane gas at wastewater treatment plants. This is significant to the current study because algae can be grown with the nutrient and CO_2 contained in waste streams at WWTPS, thereby minimizing the release of nutrients and effluent water to the environment. This reduced nutrient load results in treatment cost savings, while the reduction in effluent discharge decreases environmental pollution.

Olsson (2013) studied the possibilities to use harvested microalgae from Lake Mälaren, as a co-substrate to sewage sludge in biogas production under mesophilic and thermophilic conditions. The results showed that the use of an algae/bacteria community, cultivated in lakewater, can serve as a biomass substrate for biogas production together with municipal wastewater sludge. Co-digestion of microalgae and sewage sludge can be more efficient for biogas production compared using the sludge alone under mesophilic conditions and with 12 % micro algae and 88 % sewage sludge. It was also concluded that thermophilic co-digestion of microalgae and sewage sludge gives a lower biochemical methane potential compared to sewage sludge alone.

The study elaborated by García (2013) presents the results obtained for the co-digestion of two types of organic wastes: cattle manure and sewage sludge from waste water treatment stations. Co-digestion of sewage sludge and cattle manure has the advantage of sharing processing facilities, unifying management methodologies, reducing operating costs and dampening investment and temporal variations in composition and production of each waste separately. The aim of the study was to select suitable operating conditions (both composition and temperature) of anaerobic co-digestion process of cattle manure and sewage sludge to optimize the process in the biogas generation. The batch tests have been developed at mesophilic and thermophilic conditions to determine the anaerobic biodegradability of three different mixtures of cattle manure and sewage sludge, both in static or stirring conditions. The obtained experimental results indicated that the anaerobic biodegradability of raw sludge and cattle manure mixtures is more efficient at thermophilic conditions since a greater elimination of organic matter with a greater methane yield is obtained. The most efficient process corresponds to the mixture with 25% v/v of cattle manure and 75% v/v of raw sludge with values of 62% and 75.7% of COD (Chemical Oxygen Demand) and DOC (Dissolved Organic Carbon) removals, respectively and methane yields of 2200 mL CH_4 /g COD_r and 306 mL CH_4 /gVS_r, presenting a period of starting of 12 days. Also, it is verified that a higher amount of cattle manure in the mixture means a higher alkalinity and a greater percentage of methane in biogas. Validation tests with stirring confirm the optimal composition of the mix selected thermophilic conditions allow to reach values three times higher than those obtained in mesophilic conditions for all parameters associated with the generation of biogas.

3. THERMAL CONVERSION OF WASTEWATER AND BIOSOLIDS

The process of converting biosolids to energy is either through biodegradation as presented above or through thermal conversion. Thermal oxidation (incineration), the complete oxidation of organics (biomass) to carbon dioxide and water in the presence of excess air, is a well-established technology. Other methods, such as gasification and pyrolysis, are emerging technologies.

Noted benefits of thermal conversion include: reduction in biosolids mass, generation of heat for use in heating or electricity generation, reduction of the facility's overall carbon footprint, lowering the reliance on fossil fuels, generation of ash for use in building materials and other beneficial uses, and generation of additional revenue to utilities.

Thermal Oxidation (Green Energy Boiler)

Thermal oxidation is a proven technology that is often used because of the simple operating and pretreatment requirements and the high efficiency of the energy recovery. Given the right combination of technology and biomass fuels, including biosolids, fats oils and grease (FOG), and local community green waste, such as wood chips, a combustor can process a wide range of solid and gaseous materials, and convert them into useful energy (NEORSD, 2008; Brady and Burrowes, 2011).

Thermal energy recovery from wastewater

In addition to thermal energy recovery from biosolids, thermal energy can be recovered from raw wastewater or effluent by exploiting the often significant temperature differential between wastewater and ambient conditions. This temperature difference can be recovered for use in heating and cooling systems, which is generally used for buildings at the facility, and sometimes in the buildings of areas surrounding the facility. The wastewater or effluent is used as a heat source or sink for a heat pump that can provide heating or cooling energy (CWWA, 2009). Generally the economics favor this type of thermal recovery in colder climates and locations where fossil fuel prices are high.

4. EMERGING TECHNOLOGIES FOR ENERGY RECOVERY FROM WASTEWATER

The following sections discuss a number of emerging technologies that have the potential to further enhance the renewable energy contribution from wastewater. Naturally, research remains to be conducted to develop stable and cost-effective processes and standards must be developed to bring the technologies to industry so that they are cost-effective, predictable, controllable, and capable of achieving compliance with regulatory requirements.

Pyrolysis

Pyrolysis is a thermal process that uses high temperature and pressure in the absence of air to decompose organic material in the biosolids into gas, liquid, and solid (or char). Char is a carbon-based material formed by incomplete combustion of the organic material. The process yields a product that can be pelletized into solid fuel, which can be used with coal in power plants. Currently, pyrolysis has limited application for biosolids, but the future for potential energy recovery is promising.

Nowadays, according to new environmental regulations, a reduction of waste volume is required. Because of this limitation, only two ways of elimination will be considered: incineration and land application. In this context, a global energetic study of a wastewater and sewage sludge treatment pilot station was carried out by Khiari (2004) in order to build a real-time simulation tool of incineration processes. A part of the investigation was focused on the pyrolysis characteristics.

Indeed, thermolysis or pyrolysis kinetics are very complex and depend on many factors, such as sludge composition and its characteristics in the furnace input or such as its previous treatment. The thermal degradation of a complex material in an inert atmosphere or vacuum, causes organic material to change into three phases (liquid, gas and carbon), the proportion of which depends not only on the heat transfer speed, temperature, pressure, turbulence and reactor residence time, but also on the effluent nature (pH, organic matter %). Humid or pasty sludge incineration (10–30% dewatered solids) in a fluidised bed reactor can be used in conjunction with a natural gas combustion source when sludge auto-combustion is not complete or when the bed temperature is not high enough to destroy all the dangerous components. The modelling of the process in the incinerator was developed to allow a numerical study of the reactor performance and to better understand the mechanisms of the pyrolysis and locate the different load transformation zones.

Gasification

Gasification, the process that powered coal gas lights in the 1700s, has been used for decades in Europe and Japan for converting biosolids to energy in the form of heat and electricity. Gasification is the partial oxidation of organics (biomass) and conversion to carbon monoxide, hydrogen, and methane (syngas) in the presence of limited air for partial oxidation. New gasification technologies are emerging and demonstrations of these using biosolids to generate electricity or hydrogen fuel are under way (Bay Area Biosolids to Energy Project Quarterly Update, 2011).

According to Nimit et al. (2010), high temperature steam gasification is one of the most promising, viable, effective and efficient technology for clean conversion of wastes to energy with minimal or negligible environmental impact. Gasification can add value by transforming the waste to low or medium heating value fuel which can be used as a source of clean energy or co-fired with other fuels in current power systems. Wastewater sludge is a good source of sustainable fuel after fuel reforming with steam gasification. The use of steam is shown to provide value added characteristics to the sewage sludge with increased hydrogen content as well total energy. Results obtained on the syngas properties from sewage sludge were presented at various steam to carbon ratios at a reactor temperature of 1173 K. Effect of steam to carbon ratio on syngas properties were evaluated with specific focus on the amounts of syngas yield, syngas composition, hydrogen yield, energy yield, and apparent thermal efficiency. The apparent thermal efficiency is similar to cold gas efficiency used in industry and was determined from the ratio of energy in syngas to energy in the solid sewage sludge feedstock. A laboratory scale semi-batch type gasifier was used to determine the evolutionary behavior of the syngas properties using calibrated experiments and diagnostic facilities. Results showed an optimum steam to carbon ratio of 5.62 for the range of conditions examined here for syngas yield, hydrogen yield, energy yield and energy ratio of syngas to sewage sludge fuel. The results show that steam gasification provided 25% increase in energy yield as compared to pyrolysis at the same temperature.

Algae Culture

Research has shown that algae can recover nutrients from wastewater and use the biogenic carbon to generate biomass with high energy content (Lee, 2001; Chisti, 2007). Algae-based wastewater solutions have the potential to manage carbon, phosphorus, and nitrogen lifecycle issues and make significant net energy gains. Algae used for wastewater nutrient remediation and recovery could mitigate the high energy consumption required by current technologies. Algal biofuels from wastewater could offset coal and imported oil, while nutrient recovery could reduce use of fossil fuel in fertilizer manufacturing and improve environmental quality.

A major requirement of wastewater treatment is the need to remove high concentrations of nutrients in particular N and P, which otherwise can lead to risks of eutrophication if these nutrients accumulate in rivers and lakes. P is particularly difficult to remove from wastewater. For most

commercial wastewater processing, P is precipitated from the effluent with the use of chemicals to form a solid insoluble fraction or is converted into an activated sludge by microbial activity (Hoffmann, 1998). However, the P recovered by these methods is not fully recyclable and the P precipitate is either buried in landfill or further treated to generate sludge fertiliser.

Microalgae are efficient in removing N, P and toxic metals from wastewater (Ahluwalia and Goyal, 2007; Mallick, 2002) and therefore have potential to play an important remediation role particularly during the final (tertiary) treatment phase of wastewater. Indeed algae-based treatments have been found to be as efficient at removing P from wastewater as compared to chemical treatment (Hoffmann, 1998). The significant advantage of algal processes in wastewater treatment over the conventional chemical-based treatment methods is the potential cost saving and the lower level technology that is utilised, therefore making this approach more attractive to developing countries. For example, the significant O₂ generation from photosynthetic microalgae will negate the need and therefore high operational cost of mechanical aeration of the treatment pond (Mallick, 2002). Oxygenation of treatment ponds is essential to allow efficient bioremediation of organic and inorganic compounds by heterotrophic aerobic bacteria (Munoz and Guieysse, 2006). Furthermore, an algal method of remediation is more environmentally amenable and sustainable as it does not generate additional pollutants such as sludge byproducts and provides an opportunity for efficient recycling of nutrients. For example, recovered N- and P-rich algal biomass can be used as low-cost fertiliser or as animal feed (Munoz and Guieysse, 2006; Wilkie and Mulbry, 2002). Most of the research on algal wastewater treatment has come from the analysis of laboratory-based small scale and pilot pondscale cultures, and from experimental high-rate algal ponds. A wide range of studies have analysed the growth of microalgae under a variety of wastewater conditions, mainly growth in municipal (urban) sewage wastewater and agricultural manure wastewater. These studies have principally been focussed on evaluating the potential of algae for removing N and P, and in some instances metals from wastewater. These initial experimental studies, particularly those that have also assessed variables for maximal algal biomass production and methods for harvesting algal biomass from wastewater, will be of significant benefit for the evaluation of wastewater-grown microalgae as a biofuel.

Microbial Fuel Cells and Other Microbial Conversions

Anaerobic systems can be engineered to produce electrical energy by using Microbial Fuel Cell technology to take advantage of the electrical potential in wastewater (Rabaey, 2005; Oh et al., 2010). Research shows that other microbial conversions of wastewater constituents to biofuel are possible, including butane and methanol. Developing these promising concepts into reliable sources of biofuel require adequate funds for research and development (Water Environment Research Foundation, 2010).

Electricity can be produced in different types of power plant systems, batteries or fuel cells. Bacteria can be used to catalyze the conversion of organic matter into electricity (Allen and Bennetto, 1993; Wingard et al. 1982; Reimers et al. 2001; Kim et al. 2002; Gil et al. 2003; Bond and Lovley, 2003;). Fuel cells that use bacteria are classified as two different types: biofuel cells that generate electricity from the addition of artificial electron shuttles (mediators) and microbial fuel cells (MFCs) that do not require the addition of mediator (Liu and Logan, 2004). Unlike a battery, a fuel cell does not store energy. Instead, it converts energy from one form to another (much like an engine) and will continue to operate as long as fuel is fed to it. However, unlike internal combustion generators, fuel cells convert chemical energy directly into electricity without an intermediate conversion into mechanical power. Fuel cells, if used for wastewater treatment, can provide clean energy for people, apart from effective treatment of wastewater. The benefits of using fuel cells include: clean, safe, quiet performance; high energy efficiency; low emissions; and ease in operating.

Biofuel cells use biocatalysts for the conversion of chemical energy to electrical energy. It is a device that directly converts microbial metabolic or enzyme catalytic energy into electricity by using conventional electrochemical technology (Allen and Bennetto, 1993). The biocatalysts participate in the electron transfer chain between the fuel-substrate (organic or inorganic) and the electrode surfaces (Williner et al., 1993). That is, microorganisms or redox-enzymes facilitate the electron transfer between the fuel substrate and the electrode interface, thereby enhancing the cell current. It has been shown that, direct electron transfer from microbial cells to electrodes occurs only at very low efficiency (Allen, 1972). Most of the redox-enzymes lack in direct electron transfer with conductive supports and a variety of electron mediators (electron relays) are used for electrical contacting of the biocatalysts and the electrode. Since, most microbial cells are electrochemically inactive; electron transfer from microbial cells to the electrode is facilitated by the help of mediators such as thionine, methyl viologen, humic acid, etc. Enzyme catalyzed generation of NADH (dihydro-nicotinamide adenine dinucleotide) from alcohol, lactic acid, amino acids, formate or other abundant substrates could provide the bio-transformations that activate the anodic compartment of the fuel cell. Theoretically, any organic or inorganic compound or a mixture can serve as a fuel, provided it is oxidized by the appropriate organism.

Under present investigation, the membrane less MFC was used effectively for synthetic wastewater treatment with COD and BOD removal about 90%. The power production of this MFC observed was 6.73 mW/m². If power generation in these systems can be increased, MFC technology may provide a new method to offset wastewater treatment plant operating cost, making wastewater treatment more affordable for developing and developed nations. The possibility of direct conversion of organic material in wastewater to bio-electricity is exciting, but fundamental understanding of the microbiology and further development of technology is required. With continuous improvements in microbial fuel cell, it may be possible to increase power generation rates and lower their production and operating cost.

5. TRADITIONAL RENEWABLE SOURCES AT WASTEWATER TREATMENT FACILITIES

Wind, solar, and hydropower can be effective renewable energy sources for meeting the energy demands at water resource recovery facilities. While the applicability of these sources is very much dependent on site conditions – wind speeds, intensity and duration of solar energy, and available elevation heads and hydraulic flows – they represent an important opportunity for reducing facility requirements for external sources of energy.

Current wind technologies have made significant advancements, notably with large, multi-megawatt wind turbines, for utility-scale applications. The availability of turbines in intermediate size ranges appropriate for many facilities (100 kW to 1 MW) is more limited, and could benefit from expanded product research and development.

Solar electric technologies, notably photovoltaics systems are improving in efficiency and becoming more cost-competitive with conventional sources of electricity in selected markets. Given the modular characteristics of the solar technologies, they can be situated in many areas at water resource recovery facilities – on buildings, integrated into buildings or structures, or as free-standing arrays of photovoltaic modules.

Unlike traditional hydropower sources such as rivers and streams, developing hydropower from water resource recovery facility outflows does not require additional costs for flow diversions and potential environmental consequences. Reductions in costs, improvement in technologies and notable financial incentives would be beneficial in expanding the use of micro-hydropower technologies at facilities (Hamner, 2011; Curtis and Douglas, 2011).

6. CONCLUSIONS

As was stated above, a wide range of renewable energy sources are available at the moment for wastewater treatment facilities. As in the case of all wastewater treatment processes, it is impossible to generate a generally-optimal solution. Depending on the wastewater treatment plant's placement and surroundings (near-by resources, climate) a solution for covering at least partly the energy needs can be identified. Due to the financial aspect of the issue, multiple studies have been developed that can guide the decision-makers in the process in choosing the cost-effective solution for the wastewater treatment plants.

7. BIBLIOGRAPHY

1. Ahluwalia, S.S., Goyal, D., (2007). Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresour. Technol.* 98, 2243–2257.
2. Allen, M.J., (1972), Cellular electrophysiology, In Norris J.R. and Ribbons D.W. *Methods in microbiology*. Academic Press, New York.
3. Allen, R.M., Bennetto, H.P. (1993). Microbial fuel cells: electricity production from carbohydrates. *Appl Biochem Biotechnol*, 39.
4. Bond, D.R., Lovley, D.R. (2003). Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes. *App. Environ. Microbiol.*, 69, pp. 1548-1555.
5. Brady, P., Burrowes, P., (2011) Moving Bioenergy Technologies From Disposal to Green Energy. Sacramento, Calif.: WEF 2011 Residuals & Biosolids Conference.
6. Cecchi, F., Traverso, P. G., Mata-Alvarez, J., Clancy, J., Zaror, C. (1988), State of the Art of R&D in the Anaerobic Digestion Process of Municipal Solid Waste in Europe, *Biomass*, 16, pp. 257-284
7. Chisti, Y., (2007) Biodiesel from microalgae, *Biotechnology Advances*, 25.
8. Curtis, M., Douglas, J. (2011), Hydrokinetic Energy Harvester Application at Wastewater Treatment Facility Outfall, Chicago: Energy and Water 2011, The Water Environment Federation.
9. Diaz, L. F., Kurz, F., Trezek C. T., (1974), Methane Gas Production as a Part of a Refuse Recycling System, *Compost Science*, 15 (3), pp. 7-13.
10. Diaz, L. F., Trezek G. J., (1977), Biogasification of a Selected Fraction of Municipal Solid Wastes, *Compost Science*, 18 (2), pp 8-13.
11. García, K., Pérez, M., (2013) Anaerobic Co-digestion of Cattle Manure and Sewage Sludge: Influence of Composition and Temperature, *International Journal of Environmental Protection*, 3 (6), pp. 8-15
12. Gil, G.C., Chang, I.S., Kim, B.H., Kim, M., Jang, J.K., Park, H.S., Kim, H.J., (2003), Operational parameters affecting the performance of a mediator-less microbial fuel cell, *Biosens. Bioelectron.* 18, pp. 327-334.
13. Gomez, G., Cuetos, M.J., Cara, J., Moran, A., Garcia, A.I., (2006), Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate, *Renewable Energy*, 31, pp. 2017-2024
14. Hamner, B., (2011) Hydrokinetic Turbines for Distributed Power Generation in Artificial Water Channels, Chicago: Energy & Water 2011, The Water Environment Federation.
15. Hoffmann, J.P., (1998). Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. *Journal of Applied Phycology*. 34, 757–763.
16. Khiari, B., Marias, F., Zagrouba, F., Vaxelaire, J., (2004), Analytical study of the pyrolysis process in a wastewater treatment pilot station, *Desalination*, 167, pp. 39-47
17. Kim, H.J., Park, H.S., Hyun, M.S., Chang, I.S., Kim, M., Kim B.H. (2002), A mediator-less microbial fuel cell using a metal reducing bacterium, *Shewanella putrefaciens*. *Enzyme. Microb.*

Technol., 30, pp. 145-152.

18. Lee, Y.K., (2001), Microalgal mass culture systems and methods: Their limitation and potential, *Journal of Applied Phycology*, 13.

19. Liu, H, Logan, B.E., (2004), Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane., *Environ. Sci. Technol.*, 38(14), pp. 4040-4046.

20. Mah, R. A., Wong, D. Y., Ferguson, T., (1980), Anaerobic Digestion of Urban Solid Wastes, Final Report to S. California Edison Co., School of Public Health, University of California, Los Angeles.

21. Mallick, N., (2002). Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review., *BioMetals*, 15, 377–390.

22. Mata-Alvarez, J., Mace, S., Llabres, P.(2000), Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives, *Bioresource Technology*, 74, pp. 3-16.

23. Munoz, R., Guieysse, B., (2006). Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review., *Water Res.*, 40, 2799–2815.

24. Nimit N., Ahmed, I., Kerdsuwan, S., Gupta, A., (2010) High temperature steam gasification of wastewater sludge, *Applied Energy*, 87 (12), pp. 3729-3734,

25. Oh, S. T., Jung, R. K., Premier, G. C., Lee, T. H., Changwon, K., Sloan, W. T., (2010) Sustainable wastewater treatment: How might microbial fuel cells contribute, *Biotechnology Advances*, 28.

26. Olsson, J., Shabiimam M.A., Nehrenheim E., Thorin, E., (2013) Eco-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment, International Conference on Applied Energy, ICAE 2013, Jul 1-4, 2013, Pretoria, South Africa

27. Poggi-Varaldo, H. M., Oleszkiewicz, J. A., (1992), Anaerobic Co-composting of Municipal Solid Waste and Waste Sludge at High Total Solids Levels, *Environmental Technology*, 13

28. Rabaey, K., Verstraete, W., (2005), Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation, *Trends Biotechnology*, 23.

29. Reimers, C.E., Tender, L.M., Ferig, S., Wang, W., (2001). Harvesting energy from the marine sediment-water interface, *Environ. Sci. Technol.*, 35, pp.192-195.

30. Rivard, C. J., Himmel, M. E., Vinzant, T. B., Adney, W. S., Wyman, C. E., Grohmann, K., (1990), Anaerobic Digestion of a Processed Municipal Solid Waste Using a Novel High Solids Reactor: Maximum Solids Levels and Mixing Requirements, *Biotechnology Letter*, 12 (3), pp. 235-240.

31. Rivard, C., Vinzant, T., Adney, W., Grohmann, K., Himmel, M., (1990), Anaerobic Digestibility of Two Processed Municipal-Solid-Waste Materials, *Biomass*, 23 (3), pp. 210-214.

32. Saket, (2008) Design, development and reliability evaluation of micro hydro power generation system based on municipal waste water”.

IEE Electrical power and energy conference, pp. 1-4.

33. Stenstrom, M. K., Ng, A. S., Bhunia, P. K., Abramson, S. D., (1981), Anaerobic Digestion of Classified Municipal Solid Wastes, prepared for Cal Recovery Systems, Inc. and Southern California Edison Company

34. Wilkie, A.C., Mulbry, W.W., (2002). Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae, *Bioresour. Technol.*, 84, pp. 81–91.

35. Williams (2012), Methane production from anaerobic co-digestion of chlorella vulgaris and wastewater sludge, Master’s Thesis, Faculty of San Diego State University

36. Williner, I, Arad, G., Katz, E., (1998), A biofuel cell based on pyrroloquinoline quinine and microperoxidase-11 monolayer-functionalized electrodes, *Bioelectrochem. Bioenerg.*, 44, pp. 209-214.

37. Wimmer, R., (2011) Co-digestion of food waste and fog, US EPA <http://www.epa.gov/>

region9/organics/ad/Why-Anaerobic-Digestion.pdf

38. Wingard, L.B., Shaw, C.H., Castner, J.F., (1982). Bioelectrochemical fuel cells, *Enzyme Microb. Technol.*, 4, pp.137-142.

39. Zupancic, G. D., Uranjek-Zevart, N., Ros, M., (2007) Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge, *Biomass and Bioenergy*

40. *** Water Environment Research Foundation. 2010 Paul L. Busch Award Recipient Seeks New Technology to Convert Greenhouse Gas into Green Fuel. <http://www.werf.org/AM/Template.cfm?Section=News&CONTENTID=16115&TEMPLATE=/CM/ContentDisplay.cfm>

41. ***Bay Area Biosolids to Energy Project Quarterly Update (2011) http://bayareabiosolids.com/yahoo_site_admin/assets/docs/BAB2E_Quarterly_Update_Spring_2011.81170025.pdf

42. ***Canadian Water & Wastewater Association (CWWA) (2009) Heat Recovery from Wastewater. Ottawa, Ontario, Canada

43. ***Northeast Ohio Regional Sewer District (NEORSO) (2008) Blue Ribbon panel to review project's carbon footprint is first of its kind, <http://neorsd.org/newsarchives.php>

44. ***Water Environment Research Foundation (WERF)
<http://www.waterworld.com/articles/print/volume-28/issue-9/departments/wwema/capturing-energy-in-wastewater-treatment-plants.html>

Combinând procesul de oxidare avansat cu tratament biologic pentru a reduce costurile și de a crește eficiența în epurare a apelor reziduale

Amira Valentina Gogoanță *, Dan Aureliu Sbarcea** and Dan Niculae Robescu***

* Ph. D Student, Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei, 060042, Bucharest Romania (E-mail: amira.gogoanta@yahoo.com)

** Ph. D Student, Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei, 060042, Bucharest Romania (E-mail: dansbarcea@yahoo.com)

*** Professor of Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei, 060042, Bucharest Romania

Abstract

Industrial wastewaters are polluted with heavy metals, solvents, pesticides, and in order to decontaminate these wastewaters, the feasible option is to use advanced oxidation process, a technology that allows organic degradation of pollutants by forming hydroxyl radicals. This chemical oxidation is generally expensive, and to reduce costs by using energy and chemical reagents, and decrease time treatment, the solution is to use this chemical oxidation process in a pre-treatment of the organic compounds into more biodegradable intermediates, and after this step, use biological degradation of chemical compounds, by eliminating the pollutant with metabolic activity of microorganisms, in particular bacteria and fungi. This paper is analysing differences between AOPs and biological treatment of industrial and concentrated wastewater, and the efficiency of combining the two technologies in order to reduce costs. It is important to notice that this comparison is only theoretical, therefore, the final choice of using AOP system is made after preliminary laboratory tests. The conclusion made from the overall assessment of the specific literature is that better economic models must be developed to estimate the cost of the combined processes, the decontamination efficiency and the relative cost of AOP versus biological treatment.

Keywords

Industrial wastewater, advanced oxidation process, biological treatment

1. INTRODUCERE

Cea mai mare problemă referitoare la calitatea apei este poluarea chimică provenită de la metale grele, solvenți, vopsele și pesticide. Aceste substanțe poluante intră în mediul acvatic prin diferite căi, fie deversate direct prin efluenți industriali, fie de la stațiile de epurare a apelor uzate care nu respectă condițiile și legislația în vigoare referitoare la protecția mediului. De asemenea, aceste substanțe pot intra în mediu prin intermediul pesticidelor și fertilizatoarelor, utilizate în agricultură pentru îndepărtarea dăunătorilor plantelor. În general, substanțele foarte solubile în apă pot fi transportate și distribuite în circuitul apei mult mai ușor.

Studiile anterioare relevă faptul că s-au concentrat pe detectarea efectelor severe, directe ale poluanților și pe impactul negativ pe termen scurt al acestora în ecosisteme. Însă, pe măsură ce studiile științifice au avansat, și emisiile concentrate au fost mult reduse, evaluările de mediu au relevat un număr considerabil de efecte cronice ce pot fi cuantificate pe termen lung, cu atât mai mult cu cât substanțele persistente sunt regăsite în cantități mari la distanțe mari față de sursa de emisie (Vare, 2006; Schindler and Smol, 2006; Meyer and Wania, 2007). Evaluarea a fost efectuată pentru fiecare substanță în mod individual, însă în prezent s-a început studierea interacțiilor dintre

aceste substanțe poluante (Hildebrant et al., 2006; Eljarrat and Barceló, 2003; Barceló and Petrovic, 2007).

Cele mai importante căi folosite pentru distrugerea compușilor toxici în apele naturale sunt biodegradarea și fotodegradarea. Fotodegradarea, care este un mecanism important pentru degradarea hidrocarburilor aromatice, fenolilor și a altor pesticide, este efectuată direct, sau indirect prin fotoliză. În procesul de fotoliză un fotosintetizator absoarbe lumină și transfer energie poluantului, care de altfel nu ar reacționa fotochimic, din moment ce nu absoarbe lumina în intervalul spectrofotometric al razelor solare ce ajung pe Pământ. Cel mai important fotosintetizator în apele naturale sunt nitrații și un compus generic știut ca acid humic, care este un fertilizant. Degradarea biologică a unui compus se referă la eliminarea poluantului cu ajutorul activității metabolice al organismelor vii, de obicei al microorganismelor, și în mod particular al bacterii și fungi care trăiesc în apele naturale. În acest context, procesele biologice convenționale nu oferă tot timpul rezultate satisfăcătoare, în cazul în care multe substanțe organice produse de industria chimică sunt toxice sau foarte rezistente la tratamentele biologice. (Steber and Wierich, 1986; Bowers et al., 1989; Adams et al., 1996; Pulgarín and Kiwi, 1996; García et al., 2001; Muñoz and Guieysee, 2006; Lapertot et al., 2006).

În concluzie, opțiunea fezabilă pentru poluanții rezistenți din apele uzate este utilizarea tehnologiilor avansate bazate pe oxidare chimică, cum este procesul de oxidare avansată, recunoscută ca fiind un tratament deosebit de eficient. Acest proces degradează poluanții până la formarea radicalilor hidroxili (Balcioglu et al., 2001; Bhatkhande et al., 2002; Neyens and Baeyens, 2003; Gonze et al., 2003; Sarria et al., 2004; García-Montaño et al., 2006a), care sunt reactivi.

2. APELE UZATE CE CONȚIN PESTICIDE

Printre cele mai importante substanțe ce poluează apa sunt pesticidele solubile, care sunt o amenințare pentru apele subterane, din moment ce solubilitatea lor ridicată face ca propagarea lor în mediu să fie extrem de ușoară.

Cele mai multe pesticide sunt rezistente la degradarea chimică sau fotochimică sub condiții naturale de mediu (Grover and Cessna, 1991).

Programele de monitorizare în majoritatea țărilor europene demonstrează prezența pesticidelor în apele de suprafață. O parte din contaminarea la scară largă este rezultată de la utilizarea pesticidelor în alte situații decât agricultura, sau includ descărcarea apelor uzate de la ferme prin activități de spălare (Neumann et al., 2002). Pe de altă parte, descărcările difuze ale pesticidelor în apă sunt de asemenea foarte importante.

Contaminarea pesticidelor în apele uzate provenită din aceste surse poate ajunge la 500 mg/L. Aceste pesticide trebuie reduse fie pentru a proteja resursa de apă, fie pentru a ajunge la o calitate potabilă a apei. Așa cum a fost menționat, este preferat utilizarea metodelor biologice de tratament a efluenților ce conțin substanțe organice, în particular pesticide.

Inițial, dioxidul de titaniu a fost cel mai acceptat fotocatalizator pentru distrugerea pesticidelor în apă (Tinucci et al., 1993). Apoi, a fost investigat tratamentul cu ozon pentru degradarea pesticidelor (Qiang et al., 2010).

3. ANALIZA TRATAMENTULUI APELOR UZATE LA SCARĂ LARGĂ

Deși s-a dorit analiza aplicării tratamentului de oxidare avansată coroborat cu etapa de tratament biologic aplicate la un număr foarte mare de categorii de ape uzate, acest articol s-a rezumat doar la analiza acestor ape uzate provenite de la stații pilot, sau stații de epurare de dimensiuni mici, cu volume de influent nesemnificative, puține date rezultând de la tehnologii aplicate la scară industrială.

Totuși, este important de reținut faptul că o combinație între aceste două tehnologii este destul de dificil de aplicat la o stație de nivel industrial întrucât oxidantul chimic și culturile biologice nu pot intra în contact. Spre exemplu, concentrații semnificative de peroxid de hidrogen are efect advers asupra culturilor de microorganisme, provocând lezarea acestora, sau chiar distrugerea completă, pe când, expunerea acestor culturi la concentrații foarte mici din același compus chimic nu are nici un efect. În acest sens, pe măsură ce tehnologiile au avansat, s-au descoperit metode de reținere a compușilor chimici pentru a nu interfera cu microorganismele din etapa biologică (Carberry and Benzing, 1991; Barton and Drake, 1994).

În anul 1997, câteva stații pilot au aplicat aceste procese combinate pentru tratarea levigatului provenit de la depozite ecologice de deșeuri (Steensen, 1997). Acestea au utilizat o combinație între aceste două procese, având ca etapă primară de tratare epurarea biologică, adăugând apoi și procesul de oxidare avansată, pentru circa 30% din stațiile alese pentru experimente.

Modelul de proces sugerează că fiecare aplicare a acestui tratament integrat, de obicei are la bază condiții de operare optime în termeni economici. Aceasta înseamnă că fiecare nouă tehnologie concepută pentru tratarea apelor uzate industriale necesită de obicei modelele cinetice pentru a determina condițiile optime de funcționare pentru eficiență înaltă, dar la prețuri mici, atunci când se ajunge la schimbarea parametrilor procesului (Scott și Ollis, 1995). Aceștia au mai remarcat prin studiile efectuate că aceste două modele nu oferă o tratare eficientă a apelor uzate industriale.

Un model global cinetic ar fi necesar pentru a proiecta procesele combinate (AOP / tratament biologic) și pentru determinarea celei mai eficiente regiuni din punct de vedere economic. Deși, puține activități de cercetare recente legate de dezvoltarea de modele cinetice pentru procesele chimice-biologice combinate pot fi găsite, primul publicat datează din anul 1996. Configurațiile de reactoare multiple și cinetice biologice inhibitoare au fost utilizate pentru a studia o reacție în lanț a unui compus care nu este biodegradabil a fost oxidat chimic rezultând intermediari biodegradabili. Simulările au arătat că un sistem de reactor combinat ar putea realiza o mineralizare mai mare și mai eficientă decât un singur reactor și a demonstrat pe cazuri specifice și pe regiunile de operare unde mineralizarea a avut loc.

Eficiența generală și îndeplinirea obiective au fost dependente de caracteristicile deșeurilor, cinetică, și configurații ale reactorului utilizat.

În general, modelele de inginerie globale au fost în măsură să prezică efectul modificării variabilelor sistemului, cum ar fi debite, volumele reactorului, încărcătură organică, etc, cu privire la eficiența totală a sistemului, care este destul de important (Eckenfelder și colab., 1992; Esplugas et al, 2004).

Mai mult decât atât, epurarea apelor uzate industriale cu această tehnologie combinată a fost de asemenea, modelată. În acest sens a fost studiată tratarea apelor uzate sintetice prin simularea efluenților din industria textilă poloneză, folosind O_3 și lumina UV combinate cu nămol activ (Ledakowicz și colab., 2001).

Rezultate experimentale ale efectelor pozitive ale oxidării chimice utilizată ca pre-tratament al biodegradării compușilor poluanți a fost cuantificată prin estimare cu ajutorul relației lui Monod. Datorită degradării parțiale în procesul de oxidare avansată, constanta lui Monod a avut modificări de rată prin scăderi constante. Evoluția substratului biomasei a fost monitorizat în timpul degradării aerobe, și un studiu cinetic a fost realizat prin aplicarea modelului Contois asupra datelor experimentale, rezultând constanta biocinetică, rata de scădere constantă a microorganismelor până la deces.

4. CONCLUZII

Un număr foarte mare de studii au evaluat utilizarea procesului de oxidare avansat ca pre-tratament în etapa biologică de epurare în cazul epurării apelor uzate industriale. Aceste studii acoperă o gamă largă de categorii de ape uzate industriale cu poluanți specifici, și sunt puse în discuție modele pentru substanțe individuale ca soluție la tratamentul efluenților industriali ce au în compoziție o combinație dintre acești poluanți specifici.

De asemenea este pusă în discuție configurarea bioreactorului, pentru a micșora timpul de tratament și pentru a maximiza eficiența acestuia.

Este nevoie de studierea amănunțită a caracteristicilor acestor două tehnologii pentru a cuantifica eficiența, și apoi, trebuie realizat costul tratamentului combinat, deoarece încă nu este cunoscut efectul oxidanților chimici asupra substratului biologic format din culturi mixte.

Trebuie luat în considerare și faptul că acești efluenți au cantități și calități diferite, nefiind studiat efectul culturilor de microorganisme asupra încărcării organice diferite ale acestor efluenți industriali, încât nu sunt studii referitoare la modelele cinetice care reprezintă rata de degradare a substratului, cele mai multe studii bazându-se pe condiții generale.

În concluzie, nu poate fi estimat un calcul corect asupra eficienței economice ale acestor două procese combinate aplicate apelor uzate industriale, în adăugare pentru modelele cinetice experimentale deoarece există încă mulți termeni specifici ce nu au fost luați în calcul.

Table 1. Studii realizate anterior în legătură cu procesele de oxidare avansată/sisteme biologice integrate pentru tratarea diferitelor tipuri de ape uzate industriale

Referințe	Apa uzată (compus poluant)	Proces de oxidare avansat folosit	Degradare biologică	Analize efectuate	Rezultate principale
Zeng et al. (2000)	Hidrocarburi aromatice policiclice (benzo[a]pyrene)	Ozonare	BOD (după 5, 10 și 15 zile de incubare)	BOD, COD, test toxicitate E. coli Produsi reactivi de GC-FID și GC-MS	Efluent non-toxic pentru E. coli Final BOD5/COD=0.43
Nadarajah et al. (2002)	Hidrocarburi aromatice policiclice	Proces Fenton	O cultură bacteriană mixtă (<i>Enterobacter agglomerans</i> , <i>Erwinia herbicola</i> , <i>Pseudomonas fluorescens</i> , <i>Pseudomonas syringae</i> and <i>Pseudomonas testosterona</i>)	Anthracene, benzo[a]pyrene concentrații (CG-14A)	Eliminare reușită a 80–85% din hidrocarburile aromatice policiclice
Rafin et al. (2009)	Hidrocarburi aromatice policiclice benzo[a]pyrene	Proces Fenton	Proces de biodegradare cu <i>Fusarium solani</i>	Benzo[a]pyrene concentrație (HPLC) Test toxicitate F. solani	25% din degradarea benzo[a]pyrene cu sistemul combinat
Park et al. (2001)	Dimethyl sulphoxide (CH ₃) ₂ SO (utilizat mult în fabricarea de electronice, polimeri, coloranți, etc.)	Proces Fenton	Biosistem cu namol activ	TOC, COD, BOD	Raportul BOD5/COD crescut de la 0.035 la 0.87 Doar prin namol activ

Conferința Tehnico-Științifică Performanța în serviciile de apă-canal

					90% înlaturare de TOC Sistem Integrat nu este eficient
Entezari si Pétrier (2003)	Fenoli substituiți	Tratament cu ultrasunete	Tratare cu enzime	Concentratie contaminanti (HPLC)	Metoda combinata mai eficienta pentru phenol pentru derivați halogeni
Wang et al. (2008)	Apă uzată cu exces de sulfat	Proces Fenton	Reactor biomasic	COD (HPLC)	20 h de HRT Eficienta înlaturare de COD si LAS > 94% respectiv 99%
Chen et al. (2009)	Di-(2-ethylhexyl) phthalate (utilizat mult in fabricarea si procesarea produselor plastice)	Proces Fenton (lampa cu mercur)	Reactor biologic strat fix	TOC, COD, BOD5, test toxicitate Vibrio fischeri HPLC si GC-MS	Eficienta înlaturare <80%
Lee et al. (2009)	Osmoză inversă folosită în instalatii de regenerare a apelor	Ozonare	Sistem carbon biologic activ	TOC, BOD5, culoare, concentratie anion si cation (cromatografie ionica)	Sistemul combinat a eliminat cu pana la 3 ori mai mult TOC comparat cu procesul biologic activat
Yan et al. (2010)	Trihalomethanes (THMs) precursor	Ozonare	Filtratie carbon biologic granular activ	TOC, turbiditate, alcalinitate, iod, GC.	Procesul de integrare este superior sistemului carbon granular activat pentru înlaturare precursor THMs
Torres et al. (2003)	5-amino-6-methyl-2-benzimidazolone (AMBI)	Oxidare electrochimica	Reactor biologic strat fix	Concentratie TOC, AMBI (HPLC), Concentratie clorura Test toxicitate BOD, Vibrio fischeri.	degradare 100% AMBI Sulție pretratare in final biocompatible

				test Zahn-Wellens	
Sarria et al. (2001)	Apa uzata industrială continand AMBI	H2O2/hv, TiO2/H2O2/hv, Fe3+/H2O2 and Fe3+/H2O2/hv	Reactor biologic strat fix	Concentratie TOC, AMBI (HPLC), BOD	degradare 100% AMBI 80.3% înlaturare TOC
Sarria et al. (2003a)	Apa uzata industrială conținând AMBI	Fe(III)-proces foto-asistat (reactor CPC)	Reactor biologic strat fix	concentratie TOC, COD, AMBI (HPLC), test Zahn-Wellens	80% eliminare AMBI 90% înlaturare TOC in sistemul combinat
Kastaned et al. (2007)	Substante organice clorurate (4-chlorophenol).	Proces Fenton	Biotratament namol activ	COD, BOD.	Rata biodegradare sporita de aplicarea sistemului combinat
Gonze et al. (2003)	Apa uzata a fabricilor de hartie (proces de albire)	Proces ultrasonic	Biotratament namol activ	test toxicitate COD, TOC, Vibrio fischeri, BOD5/COD	Tratamentul combinat este ineficient pentru apa uzata a fabricilor de hartie Acidulatia solutiei accelereaza oxidarea si mineralizarea Rata Biodegradabilitatii este imbunatatita la sfarsitul procesului combinat
Bijan si Mohseni (2005)	Apa uzata a fabricilor de hartie (reziduri celuloza alcalina a instalatiei de albire)	Ozonare	Sistem biologic aerob	COD, TOC, BOD5 si distributie moleculara	20% compuși organici degradați în pre-tratament. 30% înlaturare TOC in timpul procesului biologic

Balcioglu et al. (2006)	Apa uzata a fabricilor de hartie (reziduri pasta sulfat inalbita)	Ozonare	Reactor amestec secvential	AOX, COD, BOD5/COD	Raportul BOD5/COD crescut de la 0.16 la 0.32 Rata inlaturare AOX de 87%
Bijan si Mohseni (2008)	Apa uzata a fabricilor de hartie (celuloza sulfat)	Ozonare(membrana pretratament)	Biotratament namol activ	COD, BOD5, total carbon, culoare si ozon	Biodegradabilitatea apei uzate in timpul oxidarii ozone-ului crescuta semnificativ
Toor si Mohseni (2007)	Dezinfectare derivata (trihalomethanes and haloacetic acids)	UV-H2O2	Sistem carbon biologic activ	Dezinfectare de concentratie produși TOC, absorție la 254 nm (UV254)	Tratamentul combinat arata o reducere de 43%, 52% și 59% pentru dezinfectia prin produse, TOC, respectiv UV254

5. BIBLIOGRAFIE

1. Abu-Hassan MA, Kim JK, Metcalfe IS, Matzavinos D. Kinetics of low frequency sonodegradation of linear alkylbenzene sulfonate solutions. *Chemosphere* 2006;62:749–55.
2. Achilleos A, Hapeshi E, Xekoukoulotakis NP, Mantzavinos D, Fatta-Kassinis D. Factors affecting diclofenac decomposition in water by UV-A/TiO₂ photocatalysis. *Chem Eng J* 2010;161:53–9
3. Benitez FJ, Acero JL, Gonzalez T, Garcia J. Ozonation and biodegradation processes in batch reactors treating black table olives washing wastewaters. *Ind Eng Chem Res* 2001a;40:3144–51.
4. Benitez FJ, Acero JL, Gonzalez T, Garcia J. Organic matter removal from wastewaters of the black olive industry by chemical and biological procedures. *Process Biochem* 2001b;37:257–65.
5. Benitez FJ, Acero JL, Real FJ. Degradation of carbofuran by using ozone, UV radiation and advanced oxidation processes. *J Hazard Mater* 2002a;B89:51–65.
6. Benitez FJ, Acero JL, Gonzalez T, Garcia J. The use of ozone, ozone plus UV radiation, and aerobic microorganisms in the purification of some agro-industrial wastewaters. *J Environ Sci Health A* 2002b;37:1307–25.
7. Benitez FJ, Real FJ, Acero JL, García J, Sánchez M. Kinetics of the ozonation and aerobic biodegradation of wine vinasses in discontinuous and continuous processes. *J Hazard Mater* 2003a;B101:203–18.
8. Fallmann H, Krutzler T, Bauer R, Malato S, Blanco J. Applicability of the Photo-Fenton method for treating water containing pesticides. *Catal Today* 1999;54:309–19.
9. Farias J, Albizzati ED, Alfano OM. Modelling and experimental verification of a solar reactor for photo-Fenton treatment. *Water Sci Tech* 2010;61:1419–26.
10. Farré MJ, Gonçalves C, Lacorte S, Barceló D, Alpendurada MF. Pesticide toxicity assessment using an electrochemical biosensor with *Pseudomonas putida* and a bioluminescence inhibition assay with *Vibrio fischeri*. *Anal Bioanal Chem* 2002;373: 696–703.
11. Hildebrandt A, Lacorte S, Barceló D. Sampling of water, soil and sediment to trace organic pollutants at a river-basin scale. *Anal Bioanal Chem* 2006;386:1075–88.
12. Ho Suh J, Mohseni M. A study on the relationship between biodegradability enhancement and oxidation of 1,4-dioxane using ozone and hydrogen peroxide. *Water Res* 2004;38:2596–604.
13. Hörsch P, Speck A, Frimmel FH. Combined advanced oxidation and biodegradation of industrial effluents from the production of stilbene-based fluorescent whitening agents. *Water Res* 2003;37:2748–56.
14. Howard PH, Saxena J, Durkin PR, Ou L-T. Review and evaluation of available techniques for determining persistence and routes of degradation of chemical substances in the environment. EPA-560/5-75-006. U.S. NTIS PB 243825; 1975.
15. Hu ST, Yu YH. Preozonation of chlorophenolic wastewater for subsequent biological treatment. *Ozone Sci Eng* 1994;16:13–28.

16. Ikehata K, Gamal El-Din M. Aqueous pesticide degradation by hydrogen peroxide/ ultraviolet irradiation and Fenton-type advanced oxidation processes: a review. *J Environ Eng Sci* 2006;5:81-135.
17. Vare L. Who is polluting the Artic? *Planet Earth* 2006:14–5
18. Zapata A, Oller I, Sirtori C, Rodríguez A, Sánchez-Pérez JA, López A, et al. Decontamination of industrial wastewater containing pesticides by combining large-scale homogeneous solar photocatalysis and biological treatment. *Chem Eng J* 2010b;160:447–56.
19. Zayas PT, Geissler G, Hernandez F. Chemical oxygen demand reduction in coffee wastewater through chemical flocculation and advanced oxidation processes. *J Environ Sci* 2007;19: 300–5.
20. Zeng Y, Hong PKA, Wavrek DA. Integrated chemical–biological treatment of benzo[a] pyrene. *Environ Sci Technol* 2000;34:854–62.
21. Zepp RG, Helz DG, Corsby DG. *Aquatic surface photochemistry*. Boca Raton, US: Lewis Publishers; 1994.
22. Zhang Y, Zhou JL. Occurrence and removal of endocrine disrupting chemicals in wastewater. *Chemosphere* 2008;73:848–53.
23. Zhao X, Qu J, Liu H, Wang C, Xiao S, Liu R, et al. Photoelectrochemical treatment of landfill leachate in continuous flow reactor. *Bioresour Technol* 2010;101:865–9.
24. Zhou JL, Liu R, Wilding A, Hibberd A. Sorption of selected endocrine disrupting chemicals to different aquatic colloids. *Environ Sci Technol* 2007;41:206–13.

Amprenta de apă la stația de tratare a apei municipale

Gheorghe Sabina Elena* and Ghituica Ana-Maria**

*Department of Hydraulics and Environmental Protection, Technical University of Civil Engineering Bucharest, Lacul Tei bvd, no. 122-124, Code 020396, Sector 2, Bucharest, RO, Phone: 0765.500.956 (E-mail: gheorghe_sabina_elena@yahoo.com)

**Department of Hydraulics and Environmental Protection, Technical University of Civil Engineering Bucharest, Lacul Tei bvd, no. 122-124, Code 020396, Sector 2, Bucharest, RO, Phone: 0765.500.956 (E-mail: ana.ghituica@yahoo.com)

Abstract

Water footprint for a municipal water treatment plant can be defined as the total volume of fresh water used directly or indirectly to obtain drinking water.

A water treatment plant can be seen as a set of operations and processes taking place in order to get potable water required for human consumption.

Treatment plant can be assimilated as any business activity having as a result end products.

Water consumption is divided into two categories:

- operational or direct water consumption - the amount of fresh water used in the water treatment development of the process;
- water consumption in operating or indirectly water consumption - the volume of fresh water used in the exploitation and maintenance of the water treatment plant.

Water use quantification in a water treatment plant, provides a new perspective for developing a strategy for responsible consumption of water, and also drives to the adoption of new treatment technologies, in order to reduce water consumption.

This paper aims to develop a theory for calculating water consumption at a municipal water treatment plants, in order to determine the amount of fresh water required to obtain potable water.

Keywords

Water footprint, water treatment plant, water consumption, water use quantification, reduce

1. PROCESUL DE TRATARE A APEI

Procesul de tratare a apei presupune corectarea calitatii apei captate din sursele naturale, cu scopul de a atinge condițiile de calitate cerute de consumatori. În general, în cadrul unei stații de tratare a apei în scopul obținerii apei potabile, se utilizează următoarele procedee de tratare:

- **Sitarea** implică reținerea corpurilor plutitoare de dimensiuni mari antrenate de apă;
- **Deznisiparea**, presupune reținerea particulelor groșiere și a particulelor de nisip, de regulă prin staționarea apei în bazine speciale pe o anumită perioadă de timp;
- **Coagularea și flocularea**. Procesul de coagulare implică aglomerarea suspensiilor fine, nedetectabile, prin folosirea unor reactivi numiți floculanți, care permit aglomerarea și sedimentarea acestora;
- **Decantarea apei**, este procesul de reținere a suspensiilor, în proporție de 90-95%, în vederea reducerii turbidității apei. Reținerea suspensiilor se realizează de regulă prin staționarea apei în bazine speciale o perioadă de timp relativ mare. Acest proces este aplicat întotdeauna ulterior procesului de coagulare – floculare;

- **Filtrarea**, este operatia de trecere a apei printr-un strat foarte gros de nisip cu o anumită granulatie, în anumite conditii, in vederea obtinerii unei filtrari intense, cu retinerea celor mai fine particule, inclusiv retinera unor microorganisme;
- **Dezinfectia sau clorinarea** este procesul in care se distrug toate microorganismelor.

2. AMPRENTA DE APA LA STATIA DE TRATARE A APEI MUNICIPALE

Consumul de apa al unei statii de tratare este divizat in consum direct de apa si consum indirect de apa si poate sa cuprinda cel putin urmatoarele categorii de consum (Tabelul 1, Tabelul 2):

Tabelul nr.1 Consumul de apa operational (sau direct) al unei statii de tratare a apei

PROCEDEELE ȘI ETAPELE DE TRATARE A APEI	CONSUMUL DE APA
• Sitarea - trecerea apei prin site cu ochiuri mari, mici și ulterior prin microsite, si îndepartarea corpurilor plutitoare, a peștilor, planctonului și a altor suspensii grosiere.	➤ Evaporare ➤ Pierderea apei prin suprafetele obiectelor retinute in site
• Deznisiparea (Presedimentare) Deznisiparea reprezinta operatia de retinere din apa a nisipului sau a altor particule de mici dimensiuni (peste 0.2 mm), cu scopul de a evita defectarea pompelor si a altor instalatii aferente statiei de tratare a apei, datorita efectului abraziv pe care acestea il pot avea.	➤ Evaporare ➤ Pierderea apei prin procesul de evacuare a materiilor retinute ➤ Pierderea apei la evacuare: – Evaporare – Pierderi fizice ale procesului de evacuare
• Decantarea Procesul de decantare a apei presupune sedimentarea suspensiilor din apa, prin actiunea fortelor gravitationale asupra particulelor solide continute in apa. Aceasta etapa de tratare a apei are drept scop diminuarea turbiditatii acesteia si se realizeaza in instalatii speciale numite decantoare. Decantoarele functioneaza pe principiul retinerii prin cadere gravitacionala a tuturor particulelor care in prealabil au trecut prin etapa de coagulare	➤ Evaporarea apei in procesul de decantare; ➤ Apa utilizata pentru producerea reactivilor folositi in procesul de coagulare – floculare. Cei mai utilizati reactivi in procesul de coagulare – floculare sunt: Sulfat de Aluminiu ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \cdot \text{H}_2\text{O}$), Clorura Ferica ($\text{FeCl}_3$), Sulfat feros ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), Sulfat feric ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_2$).

– floculare (Ianculescu, et al., 2002). Procesul de coagulare – floculare presupune introducerea în apă a unor reactivi cum sunt sulfatul de aluminiu, sulfatul sau clorura de fier, varul etc. Astfel particulele încărcate electric sunt legate și se formează agregate mai mari, neutre electric, care precipită. Reactivii amintiti mai sus, utilizati in procesul de coagulare – floculare au un caracter puternic acid, motiv pentru care in cazul unor dozari gresite apa isi poate modifica pH-ul. Se impune deci, dupa incheierea acestui proces, realizarea unui test pentru determinarea pH-ului si dupa caz neutralizarea apei. Neutralizarea apei se realizeaza prin introducerea in apa a unor substante precum hidroxidul de calciu (varul stins / $\text{Ca}(\text{OH})_2$), carbonat de sodiu, s.a.	➤ Apa utilizata pentru producerea reactivilor folositi in procesul de neutralizare. Substante utilizate: varul stins / $\text{Ca}(\text{OH})_2$, carbonat de sodiu (Na_2CO_3), etc. ➤ Pierderea apei in cadrul procesului de colectare si evacuare a apei decantate. ➤ Apa inglobata in namolul decantat ➤ Apa pierduta prin deshidratarea namolului rezultat in urma procesului de decantare
• Filtrarea apei este un procedeu ce presupune trecerea apei incarcata cu suspensii printr-un material poros (nisip, roci macinate, etc.) de o anumita granulozitate, care retine particulele aflate in suspensie si permite sa treaca lichidul care devine filtrat. Cele mai utilizate filtre sunt filtrul lent și filtrul rapid. Acestea sunt de fapt bazine cu nisip pe care apa le parcurge gravitațional, de sus în jos, rezultand apa filtrata. Filtrele sunt curatate periodic pentru a îndepărta impuritățile reținute.	➤ Filtrul lent: – Evaporarea apei (stratul de apa stationeaza in jur de 3-12 ore deasupra stratului filtrant); – Pierderi de apa la trecerea apei prin membrana filtranta; – Consum de apa in cadrul procesului de curatare a filtrului. ➤ Filtrul rapid: – Pierderi de apa la trecerea apei prin membrana filtranta; – Consum de apa in cadrul procesului de curatare a filtrului (filtrul rapid se colmateaza intr-o perioada de timp foarte scurta, circa 50 h, si necesita curatari mai dese →consum mai mare de apa (spalarea filtrului se face in contracurent de apa si cu aer sub presiune).

	– Apa rezultata din aceste filtre trebuie dezinfectata deoarece membrana biologica nu mai exista pentru a-si indeplini functia de a distruge substantele organice existente in apa bruta -
• Dezinfectia sau Clorinarea apei Pentru a aduce apa la un grad de puritate cerut de normele igienico-sanitare, este necesară dezinfectarea acesteia. In general tehnologia de clorurare a apei se face în două etape. In prima etapă se face un amestec concentrat de apa si clor, iar acest amestec este introdus într-o camera de amestec cu restul apei ce trebuie dezinfectată.	➤ Apa utilizata pentru producerea Clorului;

Tabelul nr.2 Consumul de apa in exploatare (sau indirect) al unei statii de tratare a apei

CONSUMUL DE APA IN ACTIVITATI DE EXPLOATARE SI MENTENANTA
Utilizarea apei (si a energiei) pentru activitati de uz general: - consum de electricitate (in procesul propriu-zis de tratare a apei; in activitati de exploatare si mentenanta) → consum de apa; - consum de apa in procesele de spalare a cuvelor in care sunt preparati reactivii; - consum de apa in procesele de spalare a rezervoarele in care este inmagazinata apa potabila; - consum de apa inregistrat la spalarea conductelor de apa din incinta statiei de tratare; - consum de apa in cadrul laboratorului de analize al statiei de tratare; - etc.

3. ESTIMAREA CONSUMULUI OPERATIONAL DE APA IN CADRUL UNEI STATII DE TRATARE A APEI MUNICIPALE

Metodologia de calcul a consumului de apa inregistrat in cadrul unei statii de tratare a apei municipale, poate fi descrisa in cinci pasi, dupa cum urmeaza:

Pasul 1: Definirea modului de functionare a unei statii de tratare a apei municipale

Definirea modului de functionare a unei statii de tratare a apei, presupune analiza si schematizarea procedeelor si etapelor de tratare a apei, precum si identificarea mijloacelor de pierdere a apei in cadrul a unei statii de tratare a apei municipale (Tabelul 3, Figura 1).

Tabelul nr.3 Mijloace de pierdere a apei in cadrul procedeeelor si etapelor de tratare a apei

Mijloace de pierdere a apei / Procedee si etape de tratare a apei	Sitarea	Deznisiparea (Presedimentare)	Decantarea	Filtrarea	Dezinfectia (Clorinarea)
Evaporare					
Pierdere a apei prin procese de retinere a materiilor/ evacuarea materiilor/ trecerea apei prin membrane.					
Pierdere a apei prin procesele de colectare si evacuare a apei					
Apa utilizata pentru producerea reactivilor utilizati in tratarea apei					
Apa inglobata in namolul rezultat / Apa pierduta prin deshidratarea namolului					
Consum de apa la curatarea filtrelor					
TOTAL	2	3	4	3	1

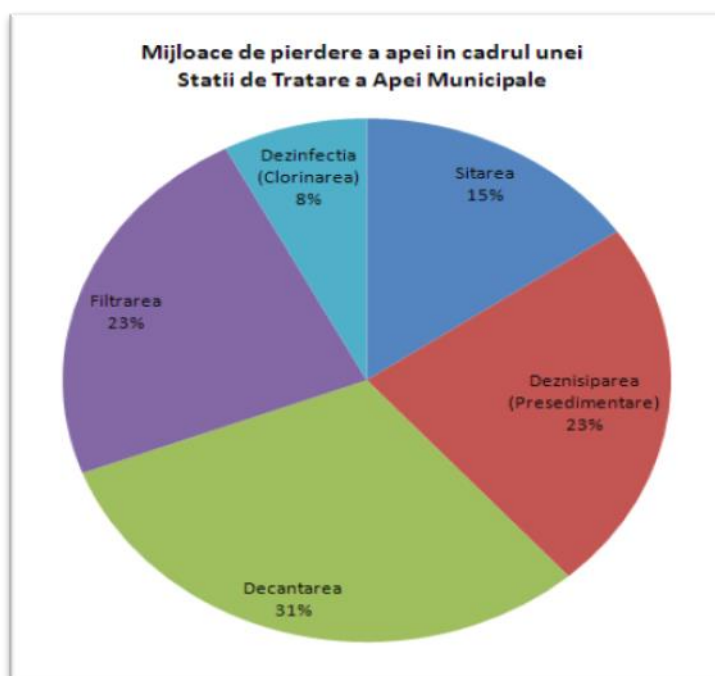


Figura 1. Procentele de pierdere a apei in cadrul procedeeelor si etapelor de tratare a apei -

Se definesc urmatoarele elemente:

V_{at} – volumul de apa tratata / an [m^3/an]

P_p – pretul produsului finit / apa tratata [lei/m^3]

$C_{a/p}$ – consumul de apă proaspătă pentru obținerea produsului finit / apă tratată (mijloacele de pierdere a apei în procesul de tratare a apei) [litri/m³]

Pasul 2: Consumul operational de apă sau consumul direct de apă proaspătă - C_{oa} – reprezintă consumul de apă înregistrat la nivelul stației de tratare. Este un volum măsurat [litri/an].

Pasul 3: C_{ia} - Consum indirect de apă proaspătă - este reprezentat de apă conținută în materialele aprovizionate în vederea tratării apei → substanțe reactive

$$C_{ia} = C_{icf} + C_{in} + C_{icl} \text{ [litri/an]}$$

în care:

C_{icf} - Apă utilizată pentru producerea reactivilor folosiți în procesul de coagulare – floculare

C_{in} - Apă utilizată pentru producerea reactivilor folosiți în procesul de neutralizare

C_{icl} - Apă utilizată pentru producerea clorului

Pasul 4: Consumul total de apă per stație de tratare

$$C_{total\ apa} = C_{oa} + C_{ia} \text{ [litri/an]}$$

Pasul 5: Consumul de apă al produsului final

$$C_{apa\ pf} = \frac{C_{total\ apa}}{C_{a/p}} \left[\frac{m^3}{an} \right]$$

Raportând Consumul de apă al produsului finit ($C_{apa\ pf}$) la Volumul de apă tratată (V_{at}) în stația de tratare a apei, rezultă eficiența utilizării resurselor de apă în cadrul stației de tratare a apei. În funcție de rezultat (subunitar sau supunitar), stația de tratare a apei poate fi încadrată ca fiind consumatoare rațională de resurse de apă, sau ca mare consumatoare de resurse de apă, caz în care se impune adoptarea unor soluții în vederea diminuării consumului excesiv de apă.

$$E_{fic} = \frac{C_{apa\ pf}}{V_{at}}$$

$E_{fic} < 1 \rightarrow$ consum normal de apă

$E_{fic} > 1 \rightarrow$ consum crescut de apă

4. CONCLUZII

În cadrul oricărei afaceri sau activități ce implică un consum important de apă este necesar a fi dezvoltată o strategie de reducere a consumului de apă, prin adoptarea unor obiective de îndeplinit într-un termen prestabilit, după cum urmează:

- Promovarea coerenței între domeniul apei și alte politici guvernamentale: energie, comerț, politica de mediu, agricole, străine, etc.;
- Reducerea consumului de apă în rândul serviciilor publice;
- Elaborarea unor politici privind necesitatea efectuării la fiecare final de an, a unei balanțe privind cantitatea utilizată de fiecare afacere în parte → implementarea de măsuri privind diminuarea cantității de apă folosită (ex.: certificarea consumului de apă al fiecărei afaceri; elaborarea etichetării produselor în ceea ce privește consumul de apă);
- Implementarea de programe pilot privind impactul apei utilizate (amprenta de apă) la nivelul bazinelor hidrografice, la nivel local, regional sau național;
- Implementarea de programe pilot privind impactul apei utilizate (amprenta de apă) la nivel sectorial și corporativ;

- Introducerea datelor privind impactul apei utilizate în diverse domenii, în statistici și baze de date existente la nivel corporativ și internațional;
- Reducerea consumului de apă în exploatarea stației de tratare prin adoptarea unor politici de reciclare și re folosire a apei uzate, menținerea sistemului de tratare actualizat, în materie de tehnologii și procese de tratare ce sunt prevăzute să aibă un consum diminuat de apă;
- Reducerea cantității de apă uzată, reciclarea produselor chimice (reactivii utilizați în procesul de tratare a apei);
- Adoptarea unor soluții de măsură și control a cantității de apă utilizată în exploatarea unei stații de tratare;
- Reducerea consumului de apă la stația de tratare prin diminuarea consumului la utilizatorul final;
- Adoptarea unor tehnologii de tratare a apei care să implice utilizarea cât mai mică a reactivilor chimici, soluție ce ar conduce la un grad mai mic de poluare a apei uzate în exploatarea stației de tratare a apei în scopul obținerii apei potabile;
- Adoptarea și promovarea unor standarde de consum pentru stațiile de tratare a apei, dar și standarde generale, aplicabile oricărei activități economice;
- Informarea celorlalți operatori economici cu privire la standardele de consum adoptate, soluții și tehnologii privind diminuarea consumului de apă, etc. → diseminarea rezultatelor privind amprenta de apă a unei stații de tratare a apei;
- Etichetarea consumului de apă în vederea obținerii apei potabile, cu scopul de a constientiza asupra cantităților de apă necesare în vederea obținerii produsului finit: APA destinată consumului populației;

Certificarea activităților economice în funcție de consumul de apă proaspătă

Posibilități de degradare avansată a micropoluanților organici din efluenți urbani

Cristiana Cosma*, Lucian Constantin*, Ines Nitoi*, Jana Petre* and Vasile Iancu*

* National Research and Development Institute for Industrial Ecology – ECOIND, 71-73 Drumu Podu Dambovitei, Bucharest – 6, 060652, Romania
(E-mail: tehnologi@incdecoind.ro)

Abstract

Non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) are pharmaceutical compounds with increased incidence in urban wastewater treatment plants (UWWTP) inflow / outflow. The most frequently found are analgesics like Diclofenac (DCF), Ibuprofen (IBP), Naproxen (NPX). Even if the concentration levels of pharmaceutical compounds within the effluents are very low ($\mu\text{g/l}$), their continuous discharge into the surface waters present a potential long term risk for aquatic ecosystems. Therefore, the advanced removal / degradation of residual micro-pollutants from water prior to their discharge are needed.

Photo-chemical experimental studies for a complex mixture of NSAIDs (DCF, IBP, NPX = tens – hundreds $\mu\text{g/l}$) from a biological effluent of one newly refurbished UWWTP are presented.

The influence of operational parameters (pH, irradiation time, micro-pollutants' concentration, activators presence) upon the degradation efficiency of complex structures, and mineralization degree of organic reaction intermediates was studied. Photochemical degradation process of organic micro-pollutants occurs with high efficiencies above 99 % at moderated irradiation times ($\tau \leq 15$ minutes), in weak alkaline conditions (pH = 8,5-9) for concentrations $< 200 \mu\text{g/l}$. The peroxide presence (UV/ H_2O_2 system), which activates formation of hydroxyl radicals ($\text{HO}\cdot$), is accelerating the advanced degradation process (mineralization) of organic intermediates, fact that was proved by DOC (dissolved organic carbon) reduction with efficiencies of about ~ 45 %.

Keywords

Urban effluents, pharmaceuticals, degradation, photolysis, activator

1. INTRODUCERE

Produsele farmaceutice sunt larg utilizate în medicina umană și veterinară. Deși cantitățile în care se regăsesc acești compuși în mediul acvatic sunt scăzute, introducerea lor continuă în mediu poate constitui pe termen lung un potențial risc pentru organismele acvatice și terestre.

Datele cunoscute până în prezent privind efectele ecotoxicologice ale medicamentelor de uz uman pentru sistemele acvatice indică faptul că este puțin probabil să apară riscuri legate de toxicitatea acută, concentrațiile medicamentelor reziduale în mediul înconjurător situându-se sub limitele consacrate de referință pentru determinarea toxicității acute. Multe dintre medicamente trebuie să fie investigate din punct de vedere al potențialului de a produce efecte ecotoxicologice pe termen lung, mai ales în ceea ce privește dereglarea potențială a homeostaziei hormonale (disrupția endocrină), starea imunologică, activitatea și atenuarea genelor în timpul expunerii pe termen lung. Medicamentele pot induce de asemenea efecte neașteptate în organismele ne-mamifere cum ar fi dereglarea sistemului reproductiv și imunitar, schimbări neurocomportamentale.

Efluenții stațiilor urbane de epurare reprezintă principalul vector de poluare al apelor de suprafață cu compuși farmaceutici și produși secundari de degradare.

În general, stațiile de epurare urbane ale apelor uzate nu sunt echipate pentru îndepărtarea compusilor farmaceutici complecși, deoarece au fost proiectate și reabilitate în principal pentru îndepărtarea compusilor cu carbon, azot și fosfor ușor sau moderat biodegradabili [1].

Suarez si colab [2] au clasificat compusilor farmaceutici in trei grupe in ceea ce priveste potentialul lor de indepartare intr-un reactor biologic:

- (a) compusi puternic biodegradabili in conditii aerobice si anoxice, incluzand ibuprofen, fluoxetin, estrogeni naturali;
- (b) compusi puternic biodegradabili in conditii aerobice dar persistenti in conditii anoxice, incluzand diclofenac, naproxen, etinilestradiol, roxitromicina si eritromicina;
- (c) compusi rezistenti la transformările biologice, cum ar fi sulfametoxazol, trimetoprim, carbamazepina si diazepam.

Nivelele de concentratii posibile ale compusilor farmaceutici in efluentii biologici ai statiilor urbane, care se constituie ca referinta pentru studiile de tratabilitate ulterioara au fost prezentate in multe studii de sinteza. Astfel, intr-un studiu condus de R.Andreozzi au fost monitorizati efluentii unor statii orasenesti de tratare ape uzate din Europa pentru a detecta prezenta compusilor farmaceutici [3]. In tabelul nr.1 sunt prezentate locatiile statiilor de epurare si concentratiile reziduale ale compusilor farmaceutici din efluentul biologic. Analizele au fost realizate prin GC-MS (diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, naproxen, carbamazepina, acid clofibrice) si prin LC-MS (metoprolol, propranolol, trimetoprim, sulfametoxazol).

Tabel nr.1. Concentratiile compusilor farmaceutici ($\mu\text{g/l}$) identificate in efluentul statiilor de epurare

	Franta		Grecia	Italia			Suedia
	S1-F	L1-F	L2-GR	M1-I	L3-I	L4-I	L5-S
Analgezice/AINS							
Diclofenac	0,41	0,25	0,89	0,47	1,48	5,45	SLD
Ibuprofen	1,82	0,02	0,05	0,18	0,02	0,02	7,11
Naproxen	1,73	0,51	SLD	0,29	0,41	5,22	2,15
Antibiotice							
Trimetoprim	0,04	0,02	0,08	0,04	0,03	0,13	0,05
Sulfametoxazol	0,09	0,07	0,09	0,01	SLD	0,03	0,02
Antiepileptice							
Carbamazepina	0,98	1,2	1,03	0,3	0,34	0,5	0,87
Antihipertensive							
Metoprolol	0,08	0,08	0,1	0,01	0,01	0,1	0,39
Propranolol	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	0,09	0,01
Regulatoare lipidice							
Acid clofibrice	SLD	SLD	SLD	0,68	SLD	0,23	0,46

Studiile de indepartare practic totala a acestor compusi, sunt orientate spre metode nebiologice (AOPs, osmoza inversa/nanofiltrare).

Procesele de oxidare avansata definite ca metode de oxidare in faza apoasa, bazate pe actiunea unor specii intermediare foarte reactive in mecanismul de distrugere al poluantului vizat sunt intens studiate pentru stabilirea conditiilor de degradare totala a compusilor farmaceutici reziduali.

Cele mai studiate procese de oxidare avansata (AOPs) pentru degradarea produselor farmaceutice [3, 4, 5, 6] din ape uzate sunt: ozonizarea, procesul Fenton, fotocataliza heterogena, oxidarea electrochimica, iradiere cu ultrasunete, oxidare umeda.

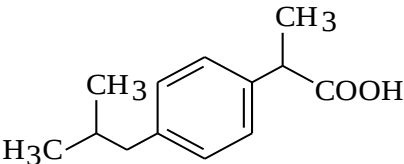
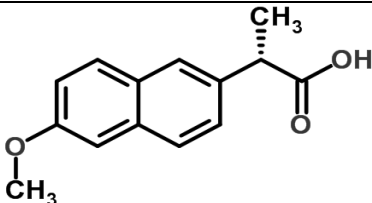
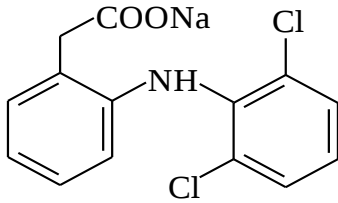
2. PARTE EXPERIMENTALA

Degradarea compusilor organici in procese de oxidare care implica prezenta radiatiilor UV se poate realiza prin fotoliza directa sau indirecta (asistata), aceasta din urma presupune prezenta unor

fotosensibilizatori care initiaza formarea radicalilor hidroxil HO[•], oxidant puternic, cu accelerarea procesului de descompunere a structurilor complexe pana la transformarea in produși anorganici (mineralizare).

În acest context, s-au efectuat teste experimentale pentru evaluarea performanțelor oxidării fotochimice (fotoliza directă/UV și fotoliza asistată/UV+H₂O₂) în procesul de degradare a unor micropoluanti organici din categoria compusilor farmaceutici de tipul antiinflamatoare nesteroidiene (AINS) cu cea mai mare incidență în efluentul stațiilor biologice urbane (diclofenac, ibuprofen, naproxen).

Formulele chimice și structurile compusilor farmaceutici sunt prezentate în tabelul nr.2.

Produs	Formula chimică	Structura
Ibuprofen (IBP)	C₁₃H₁₈O₂	
Naproxen (NPX)	C₁₄H₁₄O₃	
Diclofenac (DCF)	C₁₄H₁₀Cl₂NO₂Na	

Amestecul complex de AINS s-a realizat prin dozarea compusilor farmaceutici din soluții stoc monocomponente de DCF, NPX și IBP, într-un efluent al unei stații urbane de epurare (pH = 7,2, TOC_i = 0,1 mg/l, NO₃⁻ = 31 mg/l, urme de metale grele: Fe = 8 μg/l, Cu = 3,8 mg/l, Ni = 9,6 μg/l, Mn = 3,7 μg/l).

Domeniul de concentrație al micropoluantilor a variat pe domeniul zeci-sute μg/l, conform datelor de caracterizare prezentate în tabelul nr.3.

Tabel nr.3 Domenii de variație compusi farmaceutici în efluentul biologic utilizat în experimentele de fotooxidare

Compus farmaceutic	UM	EB ₀	EB ₁	EB ₂
Ibuprofen (IBP)	μg/l	< 0,4	29	117
Naproxen (NPX)	μg/l	< 0,2	41	161
Diclofenac (DCF)	μg/l	0,88	39	162
TOTAL	μg/l	0,88	109	440

Nota:

EB₀ – efluent biologic stație de epurare urbana

EB₁, EB₂ – EB₀ îmbogățit cu micropoluanti din categoria AINS pe domeniul zeci-sute μg/l

Instalația de laborator utilizată pentru realizarea experimentelor de degradare NPX, IBP și DCF din mediul apos în diverse sisteme de fotoliză (fotoliză directă/UV, fotoliză asistată UV/H₂O₂) este un reactor UV produs de firma Heraeus (figura 1) având în componență:

- Lampa Hg de imersie (150W), de presiune medie, TQ150 care emite cu intensitate maximă în domeniul UVC (200 - 280 nm);
- Manta de răcire din sticlă de cuarț;
- Vas de reacție (V_{util} = 0,4L) prevăzut cu pompa magnetică de recirculare (debit = 1L/min; 2000 rpm);
- Sursa de curent (P = 150W, 230V/50Hz)- Heraeus Noblelight;
- Agitator magnetic VELP Scientifica- Marvel



Fig 1. Reactor UV de laborator –Heraeus

Pentru evaluarea eficienței procesului de fotodegradare al structurilor organice specifice, testele experimentale au fost efectuate pe 2 probe de efluent, cu concentrații diferite de micropoluanti:

- EB₁ (DCF = 39 μg/l, IBP = 29 μg/l, NPX = 41 μg/l, DOC = 1,42 mg C/l)
- EB₂ (DCF = 162 μg/l, IBP = 117 μg/l, NPX = 161 μg/l, DOC = 1,77 mg C/l)

Condițiile de lucru au fost următoarele:

- timp iradiere = 1 ÷ 60 minute
- pH_i = 8,3-9,5
- H₂O₂ (activator) = 20 mg/l, numai pentru seria de experimentări efectuate pe proba EB₂

Controlul procesului de fotodegradare s-a efectuat prin determinarea următorilor indicatori din probele de apă inițială și tratată: pH, DOC, concentrații reziduale de DCF, IBP și NPX.

Pentru determinarea concentrațiilor reziduale de compusi farmaceutici (AINS) s-a utilizat metoda HPLC cu detectia UV.

3. REZULTATE SI DISCUTII

➤ **Fotoliza directă UV** (τ iradiere 1-60 min, $pH_i = 8,3/9,5$, concentrații initiale AINS = zeci $\mu g/l$: DCF = 39 $\mu g/l$. NPX = 41 $\mu g/l$, IBP = 29 $\mu g/l$).

- Gradul de destabilizare al structurilor de baza pe aceste domenii de concentrații crește progresiv cu timpul de iradiere, concentrațiile reziduale fiind sub limitele metodei de analiza după 15 minute de expunere, indiferent de valoarea inițială de pH (tabel nr.4).

La timpi scurți de expunere (1-3 min) vitezele de fotodegradare ale moleculelor organice sunt diferite, funcție de capacitatea de absorbție a radiațiilor incidente de către micropoluanți, obținându-se grade diferite de degradare. Astfel, după 3 minute de iradiere, evoluția eficiențelor de degradare este, după cum urmează:

$$\begin{matrix} \text{DCF} & > & \text{NPX} & > & \text{IBP} \\ \eta \geq 99,5\% & & \eta \geq 98,8\% & & \eta \geq 20,7-34,5\% \end{matrix}$$

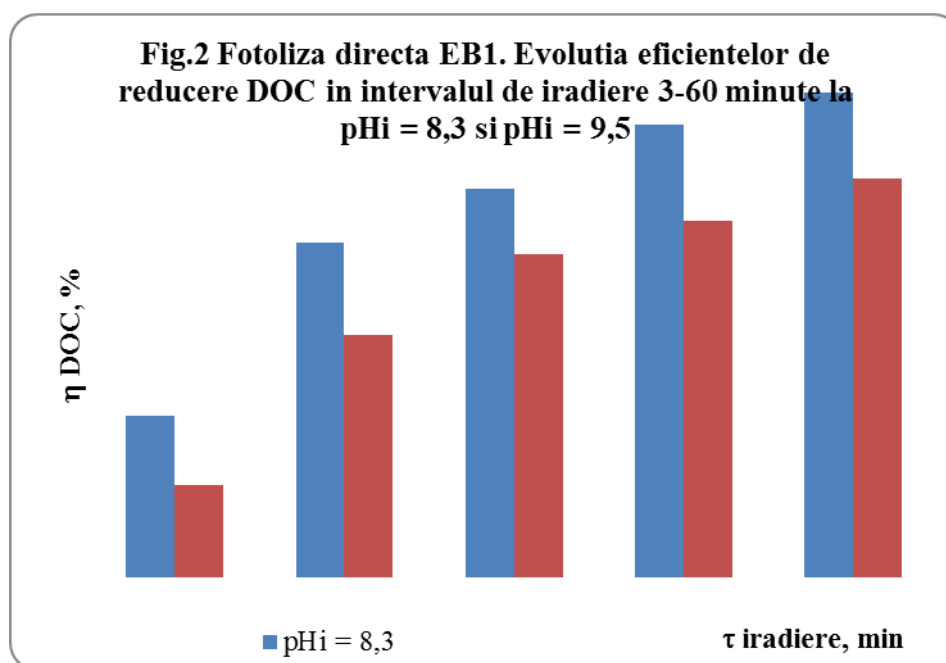
- Procesul de fotoliza directă decurge cu eficiente de degradare differentiate pe domeniul de pH slab alcalin ($pH = 8,5$) – alcalin ($pH = 9,5$), rezultate mai bune înregistrându-se la $pH = 8,5$. În timpul procesului de iradiere, pH-ul are o evoluție descrescătoare datorită formării unor intermediari cu caracter acid (tabel nr.5);
- Încărcarea organică globală, evaluată pe baza indicatorului DOC, înregistrează de asemenea o diminuare cu creșterea timpului de iradiere, eficiența maximă de reducere fiind de 45% după 60 minute de expunere UV la $pH_i = 8,5$ (figura 2).

Tabel nr.4. Fotoliza directă EB1. Evoluția concentrației reziduale de AINS funcție de timpul de iradiere la $pH = 8,3$ și $pH = 9,5$

Nr. Crt.	Timp iradiere	IBP rezidual, $\mu g/l$		NPX rezidual, $\mu g/l$		DCF rezidual, $\mu g/l$	
		$pH_i = 8,3$	$pH_i = 9,5$	$pH_i = 8,3$	$pH_i = 9,5$	$pH_i = 8,3$	$pH_i = 9,5$
1	1	21	25	7	9	< 0,2	0,8
2	3	19	23	0,3	0,5	0,2	0,2
3	5	8	12,7	< 0,2	0,2	< 0,2	< 0,2
4	10	0,4	0,9	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
5	15	< 0,4	< 0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
6	60	< 0,4	< 0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Caracteristici EB1 DCF = 39 $\mu g/l$ IBP = 29 $\mu g/l$ NPX = 41 $\mu g/l$ DOC = 1,42 mg/C/l							

Tabel nr.5. Fotoliza directa EB1. Evolutie pH functie de timpul de iradiere

Nr. Crt.	τ iradiere, min	pH _f	
		pH _i = 8,30	pH _i = 9,50
1	1	8,24	9,47
2	3	8,20	9,45
3	5	8,14	9,42
4	10	8,06	9,36
5	15	8,04	9,15
6	60	7,84	8,25



- **Fotoliza directa /UV vs fotoliza asistata/UV+H₂O₂** (τ iradiere 3÷60 min, pH_i = 8,3, H₂O₂ = 20 mg/l, concentratii initiale AINS = sute μ g/l: DCF = 162 μ g/l, NPX = 161 μ g/l, IBP = 117 μ g/l).

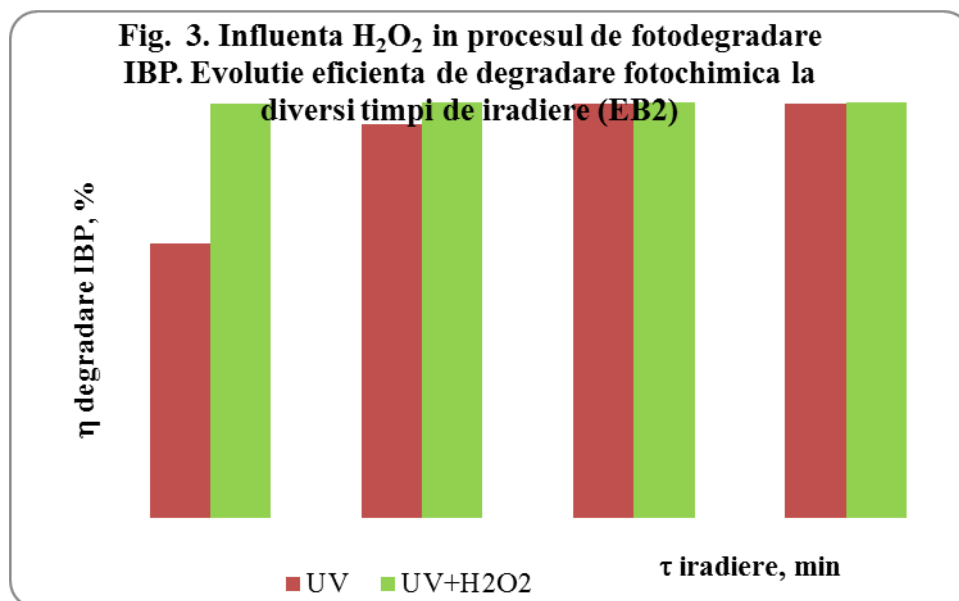
Rezultatele obtinute pentru concentratii initiale de micropoluanti mai ridicate, de ordinul sute μ g/l, evidentiaza aceeaasi evolutie descrescatoare a concentratiilor reziduale cu timpul de iradiere, atat in cazul fotolizei directe cat si in cazul prezentei apei oxigenate, cu mentiunea ca apa oxigenata (generator de radicali $\bullet$ OH) conduce la cresterea vitezelor de degradare, fapt ilustrat de eficientele de degradare micropoluanti inregistrate (tabel nr.6):

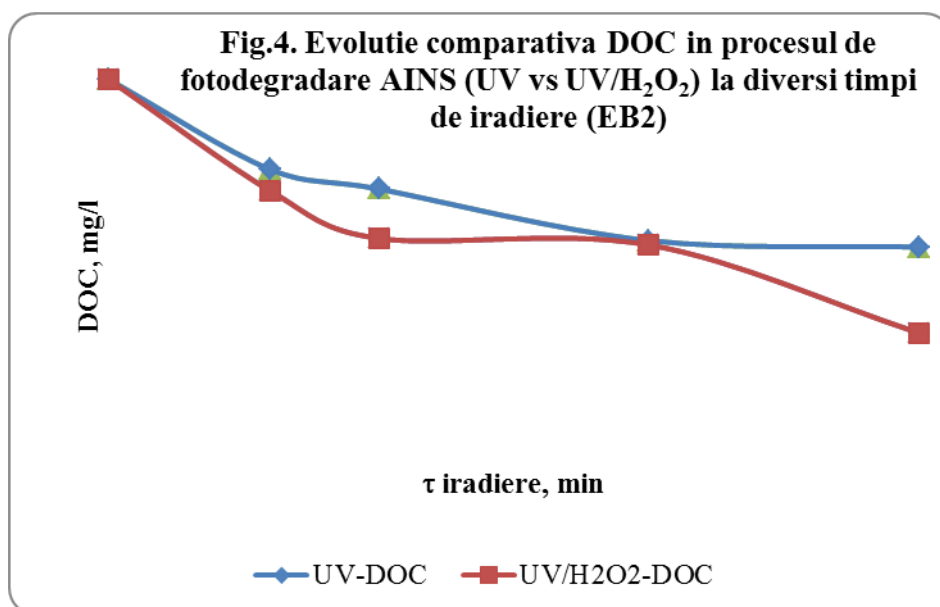
- UV/ τ_{irad} = 15 min $\rightarrow \eta \geq 99,7\%$ (DCF, NPX, IBP);
- UV+H₂O₂/ τ_{irad} = 5 min $\rightarrow \eta \geq 99,7\%$ (DCF, NPX, IBP).

Influenta pozitivă a fotosensibilizatorului (H_2O_2) este evidentă în cazul IBP (figura 3), care este degradat cu eficiențe de peste 99,7% (IBP rezidual < 0,4 $\mu g/l$), după 5 minute de iradiere, comparativ cu fotoliza directă în aceleași condiții de expunere ($\eta = 95\%$, IBP rezidual = 6 $\mu g/l$). Prezența H_2O_2 , respectiv a radicalilor $\bullet OH$ generați în mediul de reacție acționează și asupra structurilor organice intermediare, valoarea DOC prezentând o evoluție descrescătoare mai pronunțată comparativ cu procesul de fotoliza directă. În condițiile aplicării unui timp de iradiere de 60 minute, valoarea DOC scade sub 0,1 mg C/l ($DOC_i = 1,77$ mg C/l) în sistem de tratare UV/ H_2O_2 (figura 4).

Tabel 6. Fotooxidare EB_2 în sistem UV și UV/ H_2O_2 . Evoluția concentrațiilor reziduale de AINS, funcție de timpul de iradiere la pH = 8,3

Nr. Crt.	τ iradiere, min	Fotoliza directă (UV)				Fotoliza asistată (UV/ H_2O_2)			
		pH _f	DCF rezidual, $\mu g/l$	IBP rezidual, $\mu g/l$	NPX rezidual, $\mu g/l$	pH _f	DCF rezidual, $\mu g/l$	IBP rezidual, $\mu g/l$	NPX rezidual, $\mu g/l$
1	3	8,22	2	40	3	8,1	0,2	0,5	0,3
2	5	8,19	< 0,2	6	2	8,05	< 0,2	< 0,4	< 0,2
3	10	8,16	< 0,2	0,5	2	8,04	< 0,2	< 0,4	< 0,2
4	15	8,10	< 0,2	0,4	< 0,2	8,00	< 0,2	< 0,4	< 0,2
5	60*	-	-	-	-	7,82	< 0,2	< 0,4	< 0,2
Caracteristici EB_2 DCF = 162 $\mu g/l$ IBP = 117 $\mu g/l$ NPX = 161 $\mu g/l$ DOC = 1,77 mg C/l						Nota*: valoarea DOC după 60 min iradiere este < 0,1 mg C/l			

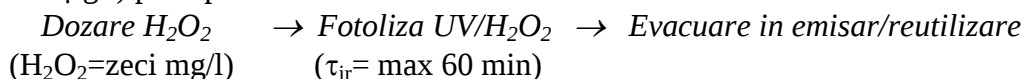




4. CONCLUZII

Procesul de fotoliza UV asigura degradarea structurilor initiale ale micropoluantilor, cu randamente de peste 99% in conditiile aplicarii unui timp de iradiere moderat ($\tau_{ir} \geq 15$ minute), in domeniul de pH slab alcalin (pH = 8,3). Degradarea avansata, cu reducerea concomitenta a incarcarii organice (DOC), se realizeaza in sistem UV+H₂O₂ (generare radicali hidroxil) la timpi de iradiere de min 60 minute.

Fluxul tehnologic de principiu pentru degradarea avansata prin fotooxidare a compusilor farmaceutici de tip AINS din efluentul unei statii urbane de epurare biologica (pH $\leq$ 8,5, DCF, NPX, IBP=zeci μ g/l) presupune:



Implementarea proceselor de degradare fotochimica intr-un flux de epurare avansata a efluentilor biologici cu continut de micropoluanti din categoria compusilor farmaceutici poate conduce la valorificarea ulterioara a apei tratate (reutilizare in diverse scopuri) in conditiile definitivarii cercetarilor experimentale la nivel pilot, pentru fundamentarea parametrilor operationali si a costurilor asociate.

5. BIBLIOGRAFIE

1. Verlicchi P, Al Aukidy M, Zambello E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment, Sci.Total.Environ. (2012) 429, 123–155
2. Suárez S, Lema JM, Omil F. Removal of Pharmaceutical and Personal Care products (PPCPs) under nitrifying and denitrifying conditions. Water.Res. (2010) 44, 3214–24
3. Andreato R, Raffaele M, Nicklas P. Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. Chemosphere (2003) 50, 1319-1330
4. Zepp R, Holgne J, Bader H. Nitrate-induced photooxidation of trace organic chemicals in water. Environ.Sci.Technol. (1987) 21, 443-450
5. Stangroom SJ, MacLeon CL, Lester JN. Photosensitized transformation of the herbicide 4-chloro-2-methyl-phenoxy acetic acid (MCPA) in water. Water Res. (1998) 32(3), 623-632
6. Gao H, Zepp R. Factors influencing photoreactions of dissolved organic matter in a coastal river of the Southeastern United States. Environ.Sci.Technol. (1998) 32, 2940-2946

Mediul de dezvoltare IGSS pentru aplicații SCADA. Particularizare pentru stațiile de epurare ape uzate

Janel Arhip* and Dan Stanescu**

* Dr.Eng., Industrial Automation Engineer, S.C. SELETRON Software si Automatizari S.R.L., Str. Daniel Barcianu Nr. 30, Sector 3, Bucuresti, ROMANIA

(E-mail: seletron@seletron.ro)

** Eng., Software Engineer, S.C. SELETRON Software si Automatizari S.R.L., Str. Daniel Barcianu Nr. 30, Sector 3, Bucuresti, ROMANIA

(E-mail: dsstanescu@seletron.ro)

Abstract

IGSS is a high-level object-oriented SCADA development system used for monitoring and controlling industrial processes.

The paper presents the architecture and main features of the IGSS development environment. IGSS is a system of modular applications and the article describes its main modules.

The article outlines the main topics to be addressed in the design of SCADA applications and best practice in the development and implementation.

To illustrate all the above, the paper presents a concrete example of SCADA application development and implementation for the wastewater treatment plant in Alexandria.

Keywords

Application, SCADA, IGSS, development environment, object oriented, alarms, supervision, maintenance, monitoring, control, industrial process, client, server, redundancy, development, implementation, wastewater treatment plant

1. INTRODUCERE

SCADA este o abreviere din limba engleză pentru Supervisory Control and Data Acquisition. Altfel spus, SCADA este un sistem de supraveghere, control și achiziție de date fiind încadrat într-o clasă mai largă de sisteme de control industrial.

Majoritatea acțiunilor de **control** sunt efectuate în mod automat de către RTU-uri (RTU – Remote Terminal Unit) și PLC-uri (PLC - Programmable Logic Controller) plasate în zonele sub-proceselor din cadrul procesului industrial și conectate la o varietate de senzori.

Achiziția datelor de proces începe de la nivelul RTU/PLC fiind urmată de **transmisia** acestor date către o aplicație SCADA centrală care va prezenta aceste date operatorilor de sistem și le va stoca în baze de date externe sau proprii aplicației respective.

Aplicația SCADA centrala permite operatorilor să **supravegheze/supervizeze** continuu desfășurarea procesului industrial dar și să intervină în controlul local (exemplu: setarea valorii țintă a unui anumit debit).

Un mediu de dezvoltare a aplicațiilor SCADA oferă uneltele necesare pentru realizarea unei astfel de aplicații: drivere necesare pentru conectare la diverse PLC-uri, unelte pentru definirea proprietăților obiectelor/tag-urilor existente în proces, unelte pentru realizarea sinopticelor de proces (scheme care prezintă sub-procese într-un mod grafic intuitiv și prietenos care ajută

operatorii să vizualizeze și să înțeleagă fluxul tehnologic, să urmărească starea echipamentelor și senzorilor, să ia decizii rapide ca urmare a eventualelor alarme și evenimente ce apar în cadrul procesului), interfețe către baze de date externe și către alte sisteme, diverse module și biblioteci necesare unui dezvoltator pentru implementarea altor aspecte de conducere a procesului, cum ar fi mentenanța echipamentelor, securitatea aplicației SCADA, auditul acțiunilor operatorilor, rapoarte și grafice, etc.

2. CARACTERISTICILE PRINCIPALE ALE MEDIULUI DE DEZVOLTARE IGSS

IGSS (Interactive Graphical SCADA System) aparține companiei Schneider Electric și este un mediu de dezvoltare integrat pentru sisteme SCADA orientat-obiect de înalt nivel tehnic utilizate pentru monitorizarea și controlul proceselor industriale.

IGSS are un șir lung de versiuni de la începutul 7T în 1984. La acea vreme, 7T a fost prima companie din lume care a dezvoltat un sistem SCADA orientat-obiect și operat cu mouse-ul sub numele de IGSS.

În cele ce urmează, prezentăm principalele caracteristici ale acestui mediu de dezvoltare.

Configurare orientată-obiect

Spre deosebire de alte sisteme SCADA, IGSS colectează toate proprietățile referitoare la o componentă a procesului (pompa, motor, debitmetru, senzor de nivel, etc.) într-un singur obiect IGSS. Acest lucru înseamnă că un obiect poate conține până la zece puncte I/O sau tag-uri de date. În IGSS, aceste tag-uri sunt numite "atomi". Ca exemplu, un obiect analogic poate include următorii atomi: High Alarm, High Limit, Current Value, Set Point, Low Limit, Low Alarm, Alarm-In, Alarm-Out.

În aplicațiile SCADA bazate pe obiecte, noțiunea de obiect sintetizează aspecte și parametri asociați cu structura pe care obiectul o reprezintă. De exemplu, un obiect valva poate conține toate evenimentele, alarmele, aspectele de securitate, calculele, colectare a datelor, integrare, comunicații și scripting asociate cu structura valvă.

Scalabilitate

Aplicațiile dezvoltate în IGSS pot fi scalate de la 50 de obiecte până la 400.000 obiecte, de la o singură stație de operator până la 50 stații operator.

Aplicațiile sunt ușor upgradabile și nu există nici o limitare hardware / software de proiectare care să împiedice modernizarea performanței / capacității aplicațiilor respective.

Arhitectura client-server

IGSS este o tehnologie client/server creată în scopul obținerii celor mai buni indicatori de performanță și siguranță în exploatare.

IGSS „Data server” este un server eficient care implementează transmisia datelor între serverul IGSS și stațiile operator.

Schimbările în informația procesului vor fi transmise de către server stațiilor client imediat după apariția lor. Stațiile client nu trebuie să efectueze cereri pentru date consumatoare de timp, schimbările sunt în mod automat transmise în mod broadcast peste rețea. Timpul de răspuns rapid și performanța înaltă se mențin chiar și în cazul a câteva mii de schimbări ale procesului per secundă.

Redundanță în funcționare

În figura 1 observăm asigurarea redundanței prin folosirea a doua servere, unul primar și unul secundar. Atât serverul primar cât și serverul secundar au conexiuni directe la PLC-ul master din sistem și colectează aceleași date.

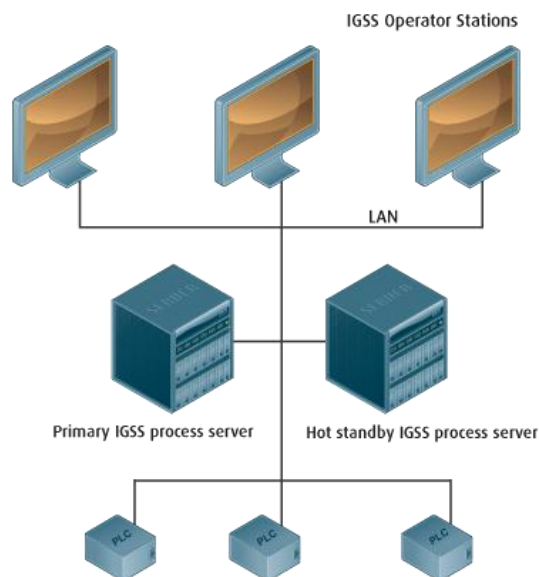


Figura 1: Arhitectura client-server cu server dual

Implementarea soluției server dual poate fi realizată într-unul din cele 2 moduri prezentate mai jos:
Ambele servere operationale În acest mod, ambele servere sunt updatate cu date de la PLC. Stațiile operator se conectează la oricare din cele 2 servere și controlează procesul ca și cum ar fi într-un sistem cu un singur server. Astfel încărcarea rezultată ca urmare a updatării stațiilor operator este preluată uniform de către cele 2 servere.

Un singur server este operational Dacă unul din servere se oprește, stațiile operator se vor conecta automat la celălalt server operațional și procesul va continua în mod normal. Când serverul care s-a oprit este repornit, poate cere datele colectate de către celălalt server pentru toată perioada proprie de inactivitate. Stațiile operator care au fost rulate către serverul online pot fi configurate astfel încât să se re-conecteze la serverul repornit.

Sincronizarea între server si serverul „hot stand-by” Este implementat un mecanism pentru sincronizare automată a situației obiectelor și alarmelor.

Siguranță în funcționare

Operarea aplicațiilor dezvoltate în IGSS se face numai de către utilizatori autorizați; IGSS oferă multiple criterii de stabilire a utilizatorilor, grupurilor de utilizatori, precum și a drepturilor acestor utilizatori și grupuri de utilizatori.

3. MODULELE PRINCIPALE ALE UNEI APLICAȚII IGSS

Pe parcursul fazei de dezvoltare a aplicației SCADA, principalul modul folosit este modulul “Definiție”.

Modulul “Definiție”

Modulul “Definiție” este utilizat de către dezvoltatorul aplicației SCADA pentru a construi

configurația IGSS specifică aplicației (intervale de scanare PLC-uri, baze de date, căi fișiere și rapoarte, drivere PLC folosite, etc.), sinopticele procesului în conformitate cu fluxul tehnologic și sub-procesele existente în teren, obiectele și logica obiectelor din punct de vedere al procesului de monitorizare, alarmele și evenimentele (texte, nivele de prioritate, etc.). Instrumentele și funcționalitatea modulului permit proiectanților de sisteme să creeze aplicații SCADA complexe, fără a utiliza instrumente externe sau funcționalitate de programare.

Lista de mai jos prezintă unele dintre caracteristicile cele mai interesante și puternice ale modulului, dar nu este deloc exhaustivă:

- Construiește un model al procesului de monitorizat, cu ajutorul diagramei/sinopticele de proces
- Facilități de creare și configurare a componentelor de proces individuale, numite obiecte
- Conectarea IGSS la componentele fizice ale procesului prin specificarea adreselor lor din cadrul PLC-urilor prezente în sub-procese
- Specificarea relațiilor dintre diferitele tipuri de componente de proces
- Simboluri de obiecte animate și instrumente de grafică care ajută dezvoltatorul să creeze sinoptice cât mai sugestive și atractive
- Definirea colectării datelor de la PLC-uri și regulile de calcul pentru reducerea datelor (medie, valoarea minimă, valoarea maximă, sumă, etc.)
- Definirea parametrilor pentru comunicația cu PLC-urile bazată pe timp (specificarea intervalelor de timp de scanare) sau bazată pe eveniment (specificarea condițiilor de scanare)
- Specificare alarmelor pentru toate componentele individuale ale procesului
- Facilități pentru crearea și customizarea graficelor și rapoartelor

În timpul operării unei aplicații SCADA dezvoltate în IGSS, următoarele module sunt în mod curent utilizate pentru supravegherea și controlul unui proces industrial.

Modulul “Master”

Modulul „Master” este punctul central de intrare către toate celelalte module și unele IGSS.

Modulul “Supervizare”

Acesta este modulul de monitorizare și control:

- în acest modul se reprezintă procesul industrial on-line cu reflectarea continuă a tuturor schimbărilor din proces, dar și a alarmelor care pot interveni; sinopticele (diagramele) sunt cele care au fost dezvoltate în cadrul modulului “Definiție”;
- unele din acest modul permit operatorilor să aibă o privire de ansamblu precum și modalități de intervenție rapide și eficiente;
- modulul „Supervizare” poate fi vizualizat pe mai multe monitoare, dacă este necesar. Acest lucru este practic în situațiile în care o imagine de ansamblu a procesului este împărțită în ecrane separate care reflectă fazele individuale ale procesului.

Modulul “Alarme și Evenimente”

Alarmele sunt organizate ierarhic conform nivelului de prioritate care este stabilit de către dezvoltator în cadrul modulului “Definiție”. Dezvoltatorul aplicației SCADA stabilește și textul alarmei, culori asignate fiecărui nivel de prioritate (de la minor la critic), etc. Dezvoltatorul are o deplină flexibilitate în stabilirea alarmelor specifice procesului industrial la care se referă aplicația SCADA respectivă.

Orice alarmă este gestionată de operator și de sistem în modul următor:

- Nivelul de prioritate al unei alarme este evidențiat prin schimbarea culorii obiectului din

sinopticul de proces afișat în modulul „Supervizare” la care se refera alarma respectiva; deasemenea, obiectul poate fi afișat în mod intermitent, tip „flash”; producerea unei alarme poate determina și emiterea unui semnal sonor pentru avertizarea operatorului;

- Operatorul este atenționat despre apariția unei alarme și prin „timbrul” de alarmă, un pătrat superpozat peste oricare fereastră activă de pe ecranul monitorului, care nu poate fi minimizat, închis, sau acoperit și care conține numărul de alarme neconfirmate de către operator, colorat cu culoarea celui mai înalt nivel de prioritate din lista de alarme neconfirmate. Cu un singur click pe acest „timbru”, operatorul accesează modulul de „Alarmer și Evenimente” care prezintă lista alarmelor active cât și logul de alarme;
- Alarma împreună cu un identificator orar poate fi printată pe imprimanta de sistem și este adăugată pe lista centralizatoare de alarme din cadrul modulului;
- După confirmarea alarmei de către operator, avertizarea vizuală intermitentă a obiectului cât și semnalul sonor încetează; în „timbrul” de alarmă, numărul alarmelor active scade cu numărul alarmelor confirmate;
- Când starea de avarie a obiectului încetează și sistemul revine la normal, PLC-ul resetează bitul de alarma, iar în aplicația software SCADA culoarea obiectului din sinoptic revine la culoarea corespunzătoare stării normale de funcționare a obiectului; alarma respectivă va fi ștearsă din lista centralizatoare de alarme active și va putea fi regăsită în logul (istoria) de alarme unde pentru fiecare alarmă sunt precizate momentul apariției, momentul confirmării și momentul încetării;
- Atât lista alarmelor active cât și logul alarmelor pot fi ordonate după momentul apariției crescător/descrescător, după obiect, după prioritate, după zonă, etc; În ambele liste, operatorul poate defini filtre care ajută la selecționarea anumitor alarme după diverse criterii, de exemplu „toate alarmele de prioritate critică”;
- Starea de alarma nu poate fi scoasă de pe lista centralizatoare de alarme active până când nu este confirmată de către operator, chiar dacă starea de avarie a încetat și sistemul a revenit la situația normală de funcționare.

Evenimentele, atât cele active, cât și logul de evenimente sunt prezentate tot în modulul „Alarmer și Evenimente”. Evenimentele care sunt înregistrate sunt evenimente de sistem, evenimente definite de utilizatori sau evenimente periodice. Fiecare eveniment este prezentat în lista de evenimente și, opțional, în lista de alarme.

Printre tipurile de evenimente sunt:

- Conectare / deconectare stație operator
- Periodice (exemplu: trimitere prin email a unui raport lunar)
- Pornire / oprire sistem (acesta este un exemplu de eveniment care poate fi inclus în lista de alarme)
- Definite de utilizator
- Login / logout utilizator
- Eroare de pachete în driver-ul PLC

Modulul “Administrarea utilizatorilor”

Securitatea este unul dintre cuvintele-cheie în cadrul operării proceselor industriale. IGSS oferă securitate deplină prin modulul sau de administrare a utilizatorilor. În acest modul dezvoltatorul și/sau administratorul de sistem IGSS stabilesc drepturile utilizatorilor și nivelurile de securitate și gestionează acestea pentru utilizatorii individuali într-o configurație IGSS. Utilizatorilor le sunt alocate un nume de utilizator și o parolă care sunt utilizate la nivel de log-in în sistem și care determină privilegiile utilizatorului atunci când acesta efectuează activități de monitorizare și

control în cadrul aplicației SCADA. Drepturilor individuale ale utilizatorilor și privilegiile acestora se bazează pe apartenența la un grup de utilizatori.

Se pot defini nivele de acces diferite la zone, diagrame, și chiar obiecte din cadrul unei diagrame (sinoptic).

Modulul de asemenea, permite administratorului de sistem să atribuie drepturi exclusive de control la o stație de lucru specifică. Acest lucru este practic în cazul în care tuturor celorlalți utilizatori trebuie să le fie interzisă manipularea anumitor componente de proces sau obiecte pentru care este responsabil un anumit operator.

Comenzi sigure În sistemele SCADA se poate ajunge la situații foarte critice în cazul în care operatorii trimit comenzi greșite. Acest aspect necesită o verificare de siguranță înainte de a permite trimiterea comenzilor către automatele programabile.

Trei nivele de comenzi sigure sunt furnizate:

- nivelul 1: măsura de precauție de baza este de a impune operatorului confirmarea acțiunii atunci când acesta emite o comandă către PLC;
- nivelul 2: unele obiecte pot fi restricționate, astfel încât numai anumiți operatori pot trimite comenzi către aceste obiecte speciale. Drepturile de acces ale utilizatorilor sunt controlate prin modulul „Administrare utilizatori”;
- nivelul 3: unele obiecte critice pentru proces pot solicita chiar ca o a doua persoană să autorizeze comanda înainte ca aceasta să fie transmisă.

Comenzile sigure sunt aplicate în mod individual pentru fiecare obiect IGSS. Acest lucru permite o flexibilitate maximă în crearea unei operări în siguranță a sistemului SCADA.

Modulul “Mentenanță”

Modulul „Mentenanță” permite operatorilor să:

- Creeze sarcini de mentenanță în scopul asigurării mentenanței corespunzătoare a tuturor echipamentelor, senzorilor și utilajelor din proces; se pot stabili momentul/condițiile care determină declanșarea acțiunilor de mentenanță respective: ca exemple, periodic la fiecare „n” luni, după „n” ore de funcționare, etc;
- Vizualizeze notificările legate de mentenanță atât în lista de Mentenanță cât și în lista Alarmelor;
- Să acceseze instrucțiuni de mentenanță, spre exemplu manuale de service, tutoriale video, etc;
- Să primească alertele de mentenanță direct în sinopticul fazei de proces.

Modulul “Rapoarte”

Modulul „Rapoarte” este perfect integrat în modulul „Master” și oferă un acces rapid și intuitiv la toate rapoartele definite.

Mai jos sunt câteva exemple de formate tipice de rapoarte:

- Raport valoare prezenta: Acest raport arată o imagine la momentul întocmirii raportului a componentelor procesului. IGSS poate fi configurat pentru a crea în mod automat un astfel de raport atunci când o anumită situație sau alarmă apare. Acest lucru poate fi util pentru a efectua o analiză în scopul diagnozei și determinării cauzelor alarmelor;
- Raport periodic: Acesta poate fi un raport zilnic generat automat în fiecare dimineață la ora 07:00;
- Raport statistici alarme: Acest raport oferă o imagine de ansamblu și statistici pentru toate alarmele care au avut loc, într-un interval definit, și pentru obiectele selectate în raport.

- Un operator poate defini formate de rapoarte pe orice stație din sistemul SCADA, iar acestea vor fi în mod automat transferate pe toate serverele și toate stațiile operator din sistem.

Modulul „Audit”

Modulul „Audit” oferă o înregistrare detaliată a acțiunilor importante efectuate de către operatorii de sistem. Modulul „Audit” poate fi personalizat pentru a înregistra oricare dintre următoarele acțiuni ale operatorului:

- Confirmarea alarmelor
- Comenzi trimise la automatele programabile de proces
- Login și logout al operatorilor
- Modificări în setările de colectare a datelor
- Notele scrise de către operator - pentru notele de alarmă sau notele de mentenanță
- Modificări în limitele de alarmă ale intrărilor analogice
- Pornire / oprire sistem

Mai jos sunt enumerate o parte din informațiile disponibile pentru fiecare înregistrare din cadrul modulului de Audit:

- „Operator” - operatorul care a efectuat acțiunea
- „IGSS Obiect” - care componentă a procesului a fost influențată
- „Operator stație IGSS” - de pe care stație operator a fost efectuată acțiunea
- „Tipul de acțiune” - ce a fost făcut
- „Aprobată de” - a doua persoană care a aprobat acțiunea

Datele modulului de Audit pot fi stocate într-o bază de date SQL separată. Aceste date pot fi și exportate în fișiere de tip CSV.

Afișarea tendinței / evoluției parametrilor

IGSS conține două tipuri de grafice pentru vizualizarea tendințelor în proces:

- Grafic standard de tip window: este o diagramă grafică care indică valorile sau stările a până la 10 obiecte IGSS. Obiectele pot fi de tip analogic, digital, tabel și contor. Graficul este prezentat într-o fereastră grafică.
- Grafic incorporat: este afișat ca o parte integrantă a sinopticului de proces în care este înglobat. În plus față de afișarea în timp real de date ca o funcție de timp, graficele incorporate pot afișa, de asemenea, date sub formă de grafice XY.

Baza de date a aplicației SCADA

IGSS oferă suport pentru utilizarea oricărei baze de date standard SQL pentru stocare și cerere a datelor din proces. Baza de date default este MicrosoftJet (bază de date Access) și datele istorice ale procesului sunt stocate în formatul tipic Access, respectiv fișiere MDB.

Sistemul arhivează în baza de date SQL informațiile legate de procesul industrial:

- toate situațiile de alarmă și modificările de stare;
- măsurări ale variabilelor cu frecvență prestabilită;
- acțiunile operatorilor;
- acțiunile de mentenanță.

În faza de dezvoltare, se stabilesc ce date se salvează, cu ce periodicitate (depinde de frecvența cu care aplicația centrală SCADA interoghează PLC-urile - la fiecare 5, 10, 30 secunde, etc.), cum se salvează (exemplu: toate valorile sau doar schimbările de stare), dacă se folosesc sau nu metode de

reducere a datelor (exemplu: se stochează doar media, maximum și minimumul valorii analogice monitorizate pe o fereastră de timp de 15 minute și nu toate valorile interogate în această perioadă de timp). Astfel, dezvoltatorul poate stabili cu precizie mare cerințele legate de dimensiunea tabelor din baza de date.

4. APLICAȚIA SCADA PENTRU STAȚIA DE EPURARE APE UZATE ALEXANDRIA

Etape importante din cadrul fazei de proiectare a aplicației

Întelegerea fluxului tehnologic al stației de epurare și a cerințelor clientului În această etapă s-au stabilit metodele de comunicare cu PLC-urile folosite (Modbus TCP/IP), arhitectura cu server dual, a fost creat o listă a tuturor obiectelor I/O (input/output) controlate de către PLC-uri, au fost trecute în revistă toate cerințele clientului privind utilizatorii, alarmele, prezentarea grafică a sinopticelor, rapoartele și graficele.

Stabilirea convenției de alcătuire a numelor obiectelor și a culorilor acestora În cadrul aplicației este folosită o convenție specifică a numelui obiectelor, respectiv ZONĂ_TEMPLATE_NUMAR (ZONĂ=numele zonei respective care reprezintă de fapt un sub-proces din fluxul tehnologic, TEMPLATE=clasa obiectului, NUMAR=număr în ordine crescătoare: ca exemplu, obiectul SPAU1_PMP_01 reprezintă pompa – PMP - nr. 1 din cadrul zonei SPAU1 adică Stație Pompare Ape Uzate 1). Culorile folosite identifică, de exemplu, starea obiectului: gri – oprit, verde – pornit, roșu – în alarmă.

Stabilirea unui standard pentru nivelele de prioritate, culori și numere Au fost stabilite 3 nivele de prioritate (în IGSS se pot defini 255 nivele de prioritate) – minor, major, critic, precum și convenția de culori și numere ale alarmelor.

Crearea unui template (clasă) înainte de crearea obiectelor Ca exemplu, toate pompele existente în cadrul stației de epurare moștenesc caracteristicile template-ului (clasei) POMPĂ. Când aceste clase IGSS au fost definite corect, sarcina repetitivă de a insera aceleași informații pentru fiecare componentă este eliminată și sute de ore de muncă economisite.

Planificarea zonelor și diagramelor conform fluxului tehnologic Ierarhia zonă / diagramă este esențială pentru ca utilizatorul să navigheze printre sinoptice într-un mod logic, în concordanță cu fluxul procesului monitorizat. Un proiect IGSS este împărțit într-un număr de zone. O zonă este o colecție de diagrame, grafice și alte obiecte IGSS.

Adresarea PLC-urilor conform unor bune practici În această etapă a fost planificat layout-ul de memorie al PLC-urilor și au fost stabilite cele 4 intervale de timp pentru scanarea acestora.

Crearea listei I/O – obiecte și tag-uri Este, probabil, cea mai importantă etapă. Au fost stabilite toate obiectele digitale (exemplu: flotori de nivel, motoare – pompe, suflante, transportoare, vane, butoane de pe panouri – butoane de urgență, de testare lămpi, etc.) și toate obiectele analogice (exemplu: senzori de nivel, debitmetre) din cadrul stației de epurare.

Sinopticele aplicației SCADA realizate

Schema sinoptică detaliată a procesului tehnologic din cadrul stației de epurare Alexandria este după cum urmează:

- sinoptic „Stația de pompare apă uzată SPAU1 și tablou de alimentare TE1”
- sinoptic „Stația de pompare apă uzată SPAU2 și tablou de alimentare TE2”

- ăsinoptic „Grătare, deznisipator, măsurarea debitului la intrare si prelevare probe”
- sinoptic „Separator de grăsimi aerat, clorura ferică, bazin de retenție”
- sinoptic „Stația de pompare nămol primar, decantoare primare 1 si 2”
- sinoptic „Amestec nămol primar și în exces, tanc stocare nămol, bazin tampon, deshidratare mecanică a nămolului fermentat”
- sinoptic „Camera de distribuție a decantoarelor secundare, decantoare secundare, punct de prelevare probe apă epurată”
- sinoptic „Bazin de compensare, bazine de nămol activat, suflante aer pentru reactoare biologice”
- sinoptic „Bazine fermentare namol, gazometru, tablou centrală termică”
- sinoptic „Tablou electric general”

Câteva dintre sinopticele realizate sunt prezentate în figurile de mai jos (Figuri 2-7).



Figura 2: Harta stației de epurare Alexandria

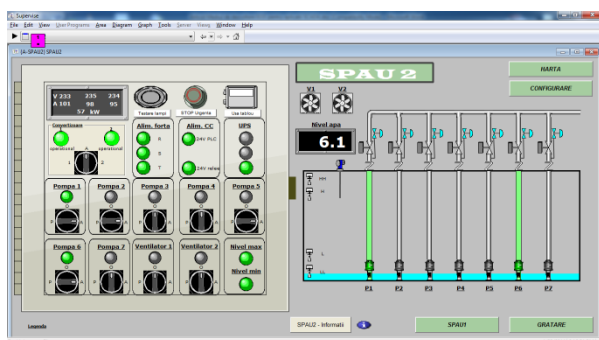


Figura 3: Sinoptic SPAU2

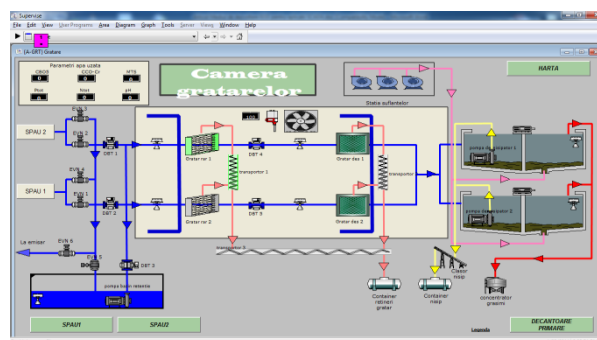


Figura 4: Sinoptic "Camera grătarelor"

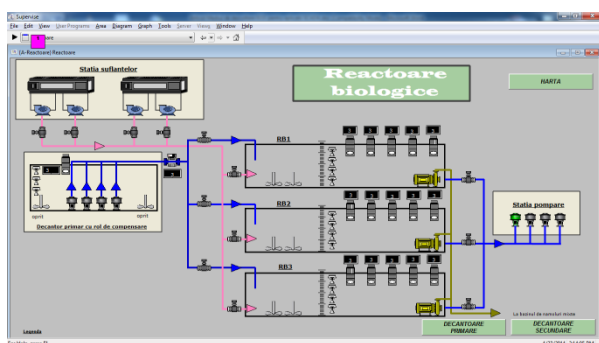


Figura 5: Sinoptic „Reactoare biologice”

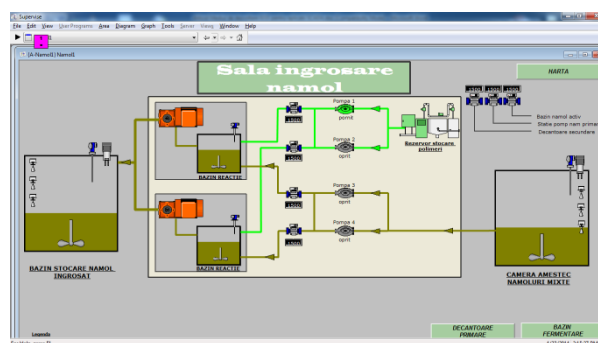


Figura 6: Sinoptic „Îngroșare nămol”

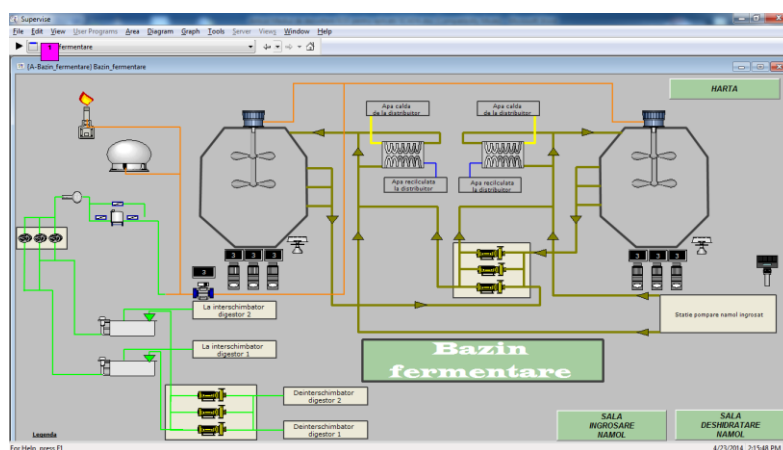


Figura 7: Sinoptic “Bazin fermentare”

Aspecte privind monitorizarea și transportul de poluanți în apele de suprafață

Andreea Mănescu*, Luca Mihail** and Neculau Marilena***

* Ph.D eng. "Gheorghe Asachi" Technical University of Iași, Faculty of Hidrotechnics, Geodezic and Environmental Engineering, 65 D. Mangeron, 700050 Iași, Romania

(E-mail: *manescuandreea_85@yahoo.com*)

** Prof.univ.Ph.D eng. "Gheorghe Asachi" Technical University of Iași, Faculty of Hidrotechnics, Geodezic and Environmental Engineering, 65 D. Mangeron, 700050 Iași, Romania

*** PhD eng. "Gheorghe Asachi" Technical University of Iași, Faculty of Hidrotechnics, Geodezic and Environmental Engineering, 65 D. Mangeron, 700050 Iași, Romania

Abstract

Siret River has a role of power supply different municipal water systems. In the pollution of the Siret River tributaries have a major role in collecting wastewater and industrial runoff from agricultural land. The purpose of this study was to determine the correlation between land use and physico-chemical indicators of water quality to investigate the main pollution source. Hidraulico utility model - mathematical T_P_R (Transport of Pollutants in Rivers) is determined by guarantee results validated the simulation of a natural or accidental pollution, the results obtained for risk assessment of pollution of water courses as found in research conducted in bh Siret. Analyzing the simulation results and pollutant transport proposed objective in this work, namely to assess the degree of pollution in the control set is found that they are acceptable. Hidraulico mathematical models applied in the case studies can be used in any scenario type pollution of watercourses natural or accidental.

Keywords

Sources of pollution, water quality monitoring, transport of pollutants

1. INTRODUCERE

Calitatea apelor curgătoare este puternic influențată de numeroși agenți poluatori. În vederea stabilirii măsurilor adecvate de protecție și avertizare a poluării apelor de suprafață, trebuie luat în considerare impactul individual al fiecărei surse de poluare din anumite zone sau tronsoane ale cursurilor de apă cât și a receptorilor naturali.

Calitatea apei din sursele de suprafață este afectată negativ prin poluarea indusă în special de activitatea umană. În urma creșterii gradului de poluare, se restrânge capacitatea de utilizare a apelor de suprafață, care ar putea fi folosită în special în scopuri potabile, afectând sănătatea umană cât și echilibrul ecosistemelor acvatice.

Din aceste motive, menținerea calității apei din cursurile de suprafață, în concordanță cu cerințele de protecția mediului este obligatorie, realizându-se prin politici și programe durabile de gospodărire a apelor.

2. METODE ȘI REZULTATE

După stabilirea obiectivelor principale ale programului de monitoring, au fost identificate în linii generale cursurile de apă din bazinul hidrografic Siret ce vor fi investigate (Fig.1), pentru evidențierea unor probleme de amănunt care vor fi luate în considerație la realizarea programului de analiză a corpurilor de apă cum sunt cele legate de delimitarea sistemului (stabilirea granițelor), scara (mărimea spațială) și durata (scara temporală).

Date de utilizare a terenurilor

Cu ajutorul Sistemului de Informații Geografice (GIS) se poate determina corelațiilor dintre parametrii de calitate a apei cu sursele de sol (McDonnell, 2000). În acest context, atenția a fost deseori concentrată pe factorii ce influențează calitatea apelor, cum ar fi agricultura, sivilcultura, mineritul, industria, urbanizarea (Basnyat et, 2000; Manel et, 2000; Prosser et 2001).

Gestionarea datelor geografice pot conduce la realizarea unor modele predictive sau de analiză și de exploatare a datelor pentru determinarea principalei surse de poluare.

Obiectivele au fost de a determina scara de variabilitate a paramtrilor fizico-chimici în funcție de utilizarea terenurilor, poziției geografice a bazinului hidrografic Siret, utilizându-se o baza de date recente din surse regionale și naționale (Fig.3).

Toate aceste date de analiză și evaluare pot fi efectuate cu programul Geographical Information System (GIS) software (ESRI ArcMap 8.2).

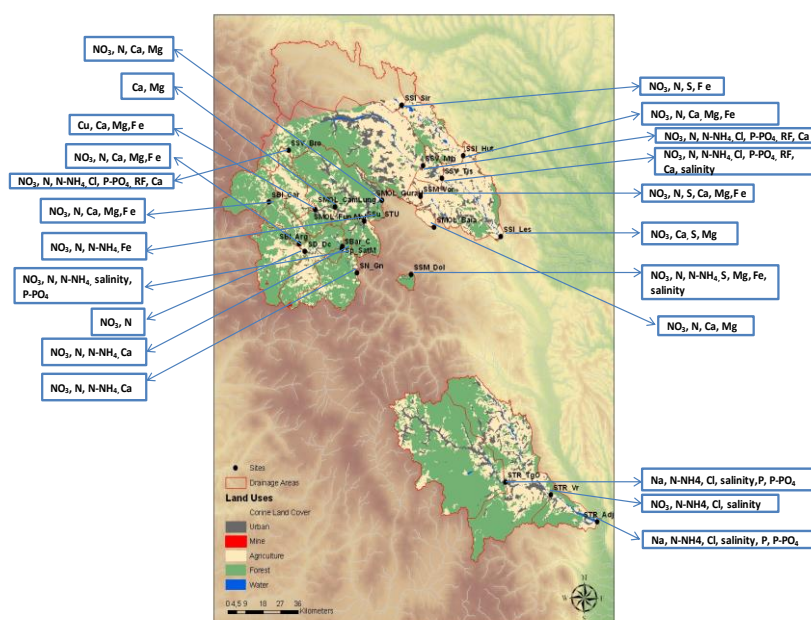


Fig. 3 Prezența parametrilor de calitate a apei ce depășesc valorile limită în secțiunile de control din bazinul hidrografic Siret

Pentru analiza datelor privind calitatea apei au fost monitorizate 22 de secțiuni de control, pe 5 cursuri de râu, afluenții principali ai râului Siret, pe o perioadă de 6 ani 2006-2011. Aceste date au fost preluate din programul de monitorizare al Apelor Regionale Siret (www.apesiret.uvp.ro).

În funcție de caracteristicile lor spațiale de distribuție, sursele de poluare sunt clasificate ca surse punctiforme, surse nepunctuale și surse interne evacuate în râuri. Surse de poluare punctiforme includ în principal apele uzate industriale și menajere din zonele urbane, iar sursele nepunctuale cuprind poluanții din scurgerile de suprafață de pe terenurile agricole, păduri, pajiști (Wang ., 2005).

Datele de utilizare a terenurilor au fost obținute de la Corine Land Cover (CLC, 2000). Clasele de utilizare a terenurilor obținute în CLC au fost reclasificate în următoarea categorie: domeniul agricol (AGR), locuințe rurale, agricultura, terenuri; domeniul urban (URB), locuințe urbane, industrie, construcții; domeniul păduri naturale (FOR), păduri, vegetație; domeniul minier (MIN), apă (WAT).

Domeniul urban a fost împărțită, de asemenea, în trei categorii: ape uzate industriale, evacuate și urbane (Tabel 1).

Tab. 1 Descrierea datelor de utilizare a terenurilor folosind categoria de analiză
Corine Land Cover adaptată pentru bazinul hidrografic Siret

Cod	Descriere	Categorii de utilizare a terenurilor
(URB)	Urban Industrial Ape uzate industriale	1. Arie artificiale
(MIN)	Industria miniera extractivă Ape de mină	2. Arie artificiale
(AGR)	Cultivarea terenurilor	3. Terenuri neirigate Terenuri arabile Arie agricole
(FOR)	Păduri, vegetație naturală	4. Păduri și arie de vegetație naturală și artificială
(APE)	Cursuri de apă Cursuri de apă sărată naturală	5. Copuri de apă

În procesul de poluare, afluenții râului Siret au un rol major în colectarea apelor uzate menajere și industriale și scurgerilor de pe terenurile agricole.

Sursele de poluare ce influențează calitatea apei râului Siret provin din poluările accidentale, folosințele în mod necorespunzător și excesiv a terenurilor agricole. Principalii afluenți ai râului sunt colectori de ape uzate orășenești, aceste influențând în mod negativ starea de calitate a apei.

În procesul de poluare apele reziduale municipale sau provenite din industrie, irigațiile au un rol major în determinarea factorului principal ce influențiază starea de calitate.

Analiza modelului numeric pentru studiul parametrilor de calitate a apei din B.H. Siret

Ecuția folosită la determinarea dispersiei poluanților în cursurile de apă este prezentată mai jos:

$$\frac{1}{A} \frac{\partial(CA)}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(QC - EA \frac{\partial C}{\partial x} \right) = \sum \varphi(C) + \sum \Phi(C_j) + \frac{C_d q_d}{A} + \frac{C_p Q_p}{A \Delta x}, \text{ unde}$$

$A = A(x, t)$ este suprafața secțiunii vii în secțiunea transversală (m²),

$Q = Q(x, t)$ este debitul curentului în secțiunea transversală (m³s⁻¹),

$E = E(x, t)$ este coeficientul de dispersie masică longitudinală (m²s⁻¹),

$q_d = q_d(x, t)$ este debitul specific al sursei liniare cu aport de constituent (m²s⁻¹),

$C_d = C_d(x, t)$ este concentrația sursei difuze (mg l⁻¹),

$Q_p = Q_p(x, t)$ este debitul sursei punctuale cu aport de constituent (m³s⁻¹),

$C_p = C_p(x, t)$ este concentrația sursei punctuale (mg l⁻¹).

Obiectivul acestui studiu de caz este simularea poluanților pe diferite tronsoane de râuri din spațiul bazinului hidrografic Siret.

În acest scop am conceput un program de calcul al dispersiei concentrațiilor de poluanți în timp, pe care l-am intitulat T_P_R (Trasportul de Poluanți în Râuri), ce a fost conceput în mediul de programare MATLAB v.7.12. La baza conceperii programului a stat ecuația (1) unidimensională a advecției – dispersie.

Obiectivul conceperii programului T_P_R, a fost acela de a simula transportul de poluanți pe diferite cursuri de râuri din spațiul bazinului hidrografic Siret, ce are ca scop evaluarea calității cursurilor de apă.

Pentru studiul de caz al râului Siret, tronsonul Siret Lespezi s-a aplicat un model hidrodinamic în sistem uni-dimensional iar pentru simularea acestuia s-a folosit programul T_P_R.

Scopul acestui studiu de caz este de a analiza modificările valorilor concentrațiilor parametrilor de calitate a apei în timp și a parametrilor hidraulici.

În simularea cu programul T_P_R, $C_{max. N-NH_4} = 11,385 \text{ mg/l}$, $T = 400$ minute.

Date Amonte		Date Aval	
Debit:	13 (m3/s)	Debit:	36.5 (m3/s)
Viteza apei:	0.7 (m/s)	Viteza apei:	0.97 (m/s)

Timpul de injectie		Lungimea tronsonului	
T:	400 (min)	L:	7000 (m)
delta t:	60 (s)	delta x:	1000 (m)

Date Poluant	
Cmax:	11.385 (mg/l)
Dispersia longitudinala:	10 (m2/s)
Theta:	0.035

Calcul si Afisare

Fig. 4 Date de intrare. Simularea cu programul T_P_R, tronsonul râului Siret, Siret-Lespezi,
 $C_{max. N-NH_4} = 11,385 \text{ mg/l}$, $T = 400$ minute

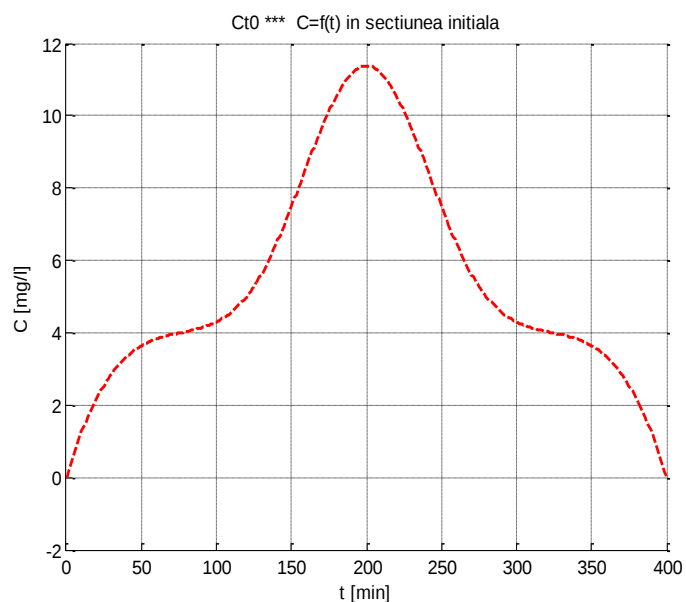


Fig. 5- Variația concentrației N-NH4 în secțiunea inițială
(simularea cu programul T_P_R)

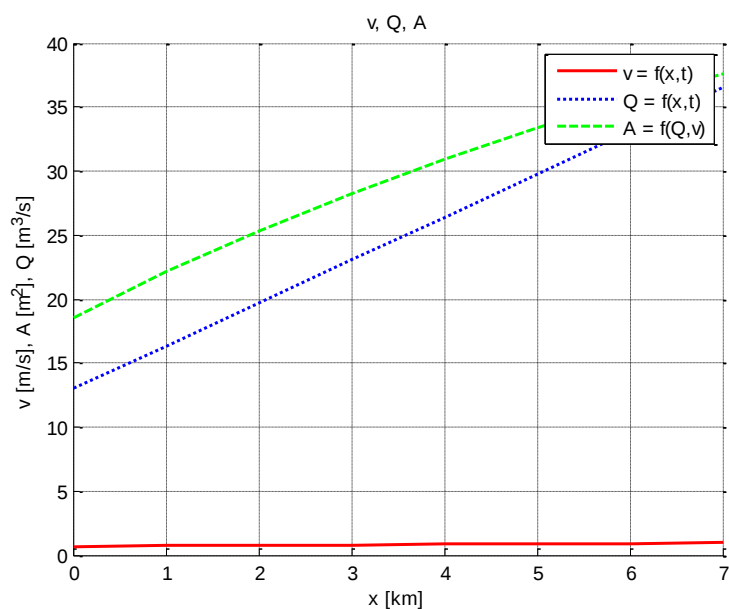


Fig. 6 Variația parametrilor hidraulici pe tronsonul simulat Siret-Lespezi
(simularea cu programul T_P_R)

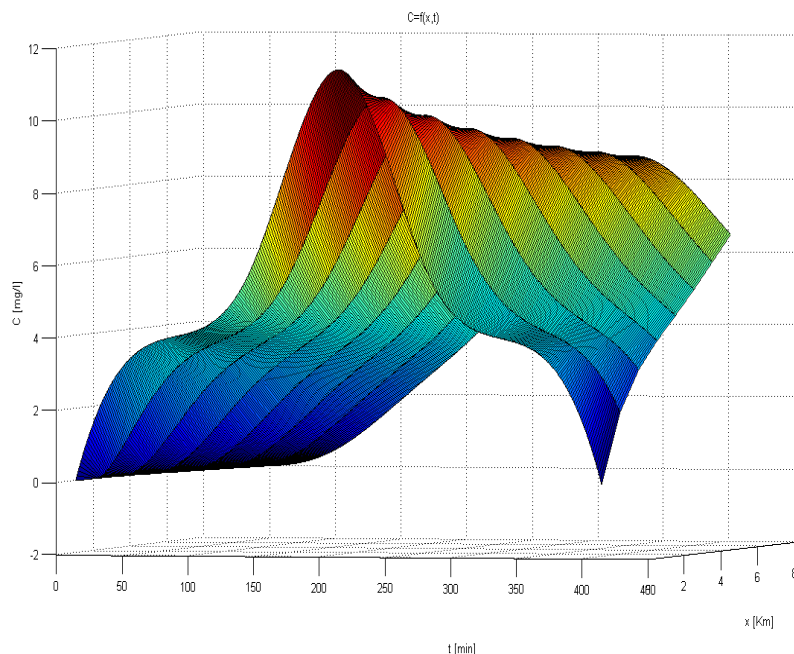


Fig. 7 Variația concentrației N-NH₄ pe tronsonul simulat Siret-Lespezi
(simularea cu programul T_P_R)

3. CONCLUZII

Pe sectorul râului Siret între secțiunile de control Siret și Lespezi, concentrația poluantului N-NH₄ a variat de la 11,385 mg/l la 8,35 mg/l într-un interval de timp de 400 de minute pe o lungime 7.000 m (Fig.7). Aceasta arată că dispersia poluantului N-NH₄ pe acest sector determină micșorarea concentrației cu circa 27 %.

Valoarea concentrației poluantului N-NH₄ în apele râului Siret, tronsonul Siret-Lespezi, este de 11,38 5 mg/l a probei prelevate, înscrie acest tronson în clasa a V-a de calitate, conform Directivei Cadru a Apei 2000/60/EC.

4. BIBLIOGRAFIE

1. Allan J.D., (1995). *Stream Ecology: Structure and Function of running waters*. Kluwer Academic Publishes, Dordrecht.
2. Aristica Balaban, (2008). *Studii fizico-chimice și biologice, referitoare la poluarea apelor Dunării*, Teză de doctorat, Facultatea de Chimie, Universitatea din București.
3. Bellos D., Sawidis T., Tsekos I., (2004). *Nutrient chemistry of River Pinios*. (Thessalia, Greece). *Enironment International* 30(1), 105-115.
4. Berzas J.J., Garcia L.F., Martin-Alvarez P.J., Rodriguez R.C., (2004). *Quality assessment and chemometric evaluation of a fluvio-lacustrine system: Ruidera poll Natural Park (Spania)*. *Water, Air and Soil Pollution* 155, 269-289.
5. Charbeneau R.J. (2000). *Groundwater Hydraulics and Pollution Transport*. Prentice Hall, New Jersey, SUA.
6. Cuffeny T.F., Meador M.R., Porter S.D., Gurth M.E., (2000). *Responses of physical, chemical and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River Basin*, Washington. *Environmental Monitoring and Assessment* 64, 259 – 270.
7. European Union Framework Directive 60/2000, (2000).
8. Gibbs RJ, (1970). *Mechanisms controlling world water chemistry*. *Science* 170, 1088-1090.
9. Halloway J.M., Dahlgren R.A., Hansen B., Casey W.H., (1998). *Contribution of bedrock*

nitrogen to high nitrate concentrations in stream water. Nature 395, 785-788.

10. Hynes H.B.N., (1970). *The ecology of Running Water*. Liverpool University Press, Liverpool.

11. Kilham P., (1990). *Mechanisms controlling the chemical composition of lakes and rivers.*, Data from Africa. *Limnology and Oceanography* 35 (1), 80-83.

12. Koukal B., Dominik J., Viganti D., Arpagaus P., Santiago S., Ouddane B., Benaabidate L., (2004). *Assessment of water quality and toxicity of polluted Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Marocco)*. *Environmental Pollution* 131 (1), 163-172.

13. Luca M., (2004). *Considerations on the phenomenon of pollution induced by mining dumps. International conference "Pollution and Disaster Monitoring"*, Science, Performantica, Gh Asachi Technical University, ISBN 978-973-730-406-3.

14. Luca M., Mănescu Andreea, (2010). *Considerations on the evolution of the Siret River water quality monitoring section Huțani*, *Bulletin of the Polytechnic Institute, Iași Tomul LVI(LX)*, Fasc.4,2010, pg. 63-70.

Concepte privind sanitația în mediul rural, aplicate la condițiile specifice României

Mihaela Vasilescu*, Florian Grigore Rădulescu*, Giuliano Tevi* and Vladimir Rojanschi**

* Facultatea de Ecologie și Protecția Mediului, Universitatea Ecologică București, B-dul Vasile Milea, nr. 1G, RO 061341, București, România

(E-mail: vasilescum13@yahoo.com, gdflorian@yahoo.com, gtevi99@yahoo.com)

** Facultatea de Inginerie Managerială și a Mediului, Universitatea Ecologică București, B-dul Vasile Milea, nr. 1G, RO 061341, București, România

(E-mail: vladimir.rojanschi@gmail.com)

Abstract

This paper summarises key strategic information about Romania's water, and wastewater sector, and health related risks, focusing on rural areas. The paper is aimed to guide the decision makers and other interested parties in improving the present policy and management practices, giving priority to the participation of local communities in the decision making process. It is also aimed to be a support paper for developing a consistent portfolio of mature projects, well prepared technically and institutionally, with the participation of rural local communities, to be submitted for various financing mechanisms. The paper could also be used as an education and lobby tool.

Keywords

Sanitation in Rural Areas, Water Supply, Health Related Diseases, Involvement of Local Communities, Management and Educational Tools

1. INTRODUCERE

Accesul la apă sigură și sanitație de bază, împreună cu adoptarea unor practici corecte de igienă sunt elemente vitale pentru viața fiecărei persoane. Înjumătățirea populației care nu are un acces durabil la apă curată și sanogenă și la sanitație, până în anul 2015, reprezintă una dintre țintele de dezvoltare ale mileniului (MDG). Promovarea serviciilor de apă și sanitație și a igienei (WASH) este unul dintre programele cele mai cunoscute ale UNICEF, ca o măsură de susținere a dezvoltării și în unele cazuri supraviețuirii copiilor din țările în care mortalitatea infantilă este mare și acoperirea cu servicii de apă și sanitație mică [1]. Accesul la aceste servicii reprezintă pre-condiții ale unei sănătăți mai bune, educații mai bune și dezvoltării economice. Dacă acest tip de servicii nu sunt suficient de dezvoltate, consecințele sunt costurile economice legate de tratarea bolilor asociate apei, poluarea resurselor de apă, care generează costuri suplimentare pentru furnizarea unei ape curate la nivelul locuinței, pierderea terenurilor agricole productive și pierderea unui timp productiv pentru că accesul la apă și sanitație sunt dificile sau la distanță mare. Îmbunătățirea serviciilor de educație, mărirea numărului de angajați prin creșterea productivității agricole și extinderea/reabilitarea infrastructurii, ar trebui să reprezinte elemente importante în strategia de dezvoltare a fiecărei comunități rurale. Servicii de apă și sanitație mai bune, pot influența conștiința publică în sensul recunoașterii rolului guvernului, prin răspunsul instituțiilor publice la nevoile oamenilor, susținând astfel legitimitatea statului. Includerea tuturor cetățenilor – femei, tineri și alte grupuri vulnerabile - în procesul decizional privind infrastructura de apă și sanitație, poate consolida rolul guvernului în asigurarea furnizării unor servicii de calitate și creării unei conexiuni între populație și instituțiile guvernamentale.

2. CADRUL PENTRU DEZVOLTAREA SANITAȚIEI DURABILE ÎN MEDIUL RURAL

Concepte generale privind sanitația în mediul rural

Formele actuale de sanitație sunt diferite în mediul urban față de cel rural. În orașe sunt utilizate sisteme centralizate de canalizare cu sau fără stații de epurare, în timp ce în localitățile rurale și zonelor peri-urbane sărace se folosesc toaletele tip latrină, care asigură retenția solidelor (materia fecală), dar permit infiltrarea lichidelor (urina) [2].

Principalele dezavantaje ale sistemelor publice centralizate sunt: consumul de apă, costurile investițiilor, consumul de energie, costurile de operare, întreținerea infrastructurii, acceptabilitatea socială a costurilor serviciilor, amestecarea diferitelor tipuri de apă uzată, vulnerabilitatea. 90% din apa uzată colectată de acest tip de sisteme de canalizare nu este epurată sau este inadecvat epurată, contribuind la poluarea resurselor de apă [3].

Dezavantajele utilizării latrinelor sunt:

- Infiltrarea în sol a fracției lichide a dejectelor și intrarea ei în ciclul hidrogeologic al apei
- Bariere de protecție incomplete între dejecte și activitățile umane
- Infiltrarea în sol a nutrienților și pătrunderea în sistemele acvatice, conducând la apariția probabilă a fenomenului de eutroficare
- Pătrunderea în sistemele acvatice a germenilor patogeni și paraziților care pot genera boli posibil asociate apei, care au de fapt o cale de transmitere fecal-orală.

Comparând sistemele convenționale de sanitație, cu cele de sanitație durabilă, se poate afirma că primele au depășit probleme tehnice, în timp ce cele din urmă adoptă o abordare holistică integrativă, prin care caută soluții pentru aspectele sociale, de mediu, economice și tehnice. Sanitația durabilă trebuie să fie acceptabilă din punct de vedere social și cultural și viabilă din punct de vedere economic.

Principiul de bază al sanitației ecologice este că apa uzată nu trebuie să fie considerată un deșeu, ci o resursă valoroasă.

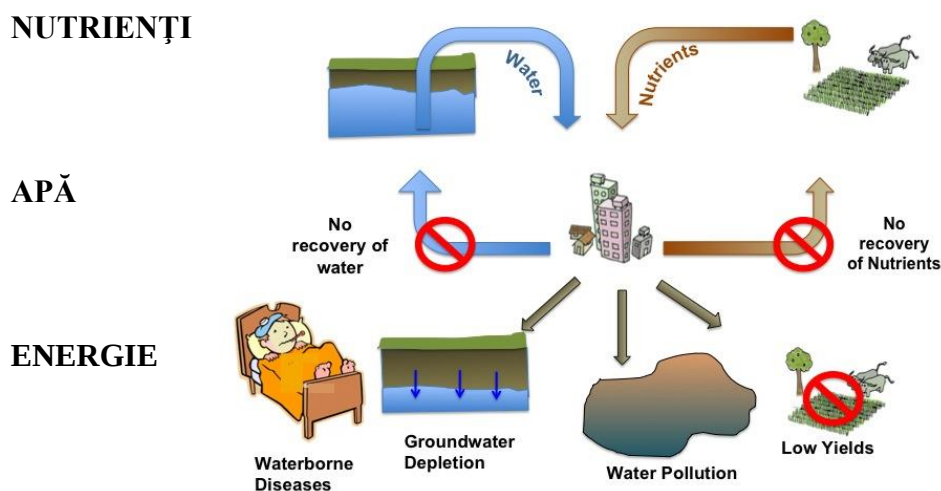


Fig. 1 Principiul de bază al sanitației durabile (Conradin, 2010)

Obiectivele sanitației durabile sunt:

- Asigurarea sănătății și igienei: (i) existența unei bariere efective între utilizator și mediu; (ii) prevenirea expunerii la dejecte, la toate nivelele procesului de sanitație;

- Respectarea mediului și a resurselor naturale: (i) protecția resurselor naturale; (ii) reciclarea, consumul scăzut de energie și emisiile reduse;
- Asigurarea tehnologiei și operării adecvate: (i) adaptare la condițiile locale; (ii) robustețe în raport cu eventuale incidente (inundații, pene de curent, lipsa apei);
- Luarea în considerare a aspectelor financiare și economice: (i) estimarea costurilor pentru tot ciclul proiectului;
- Respectarea specificității socio-culturale și instituționale: (i) gradul de acceptare din partea comunității [4].

Sanitația durabilă abordează un principiu integrativ, holistic, în care sunt respectate ciclul apei și al nutrienților (Figura 2).

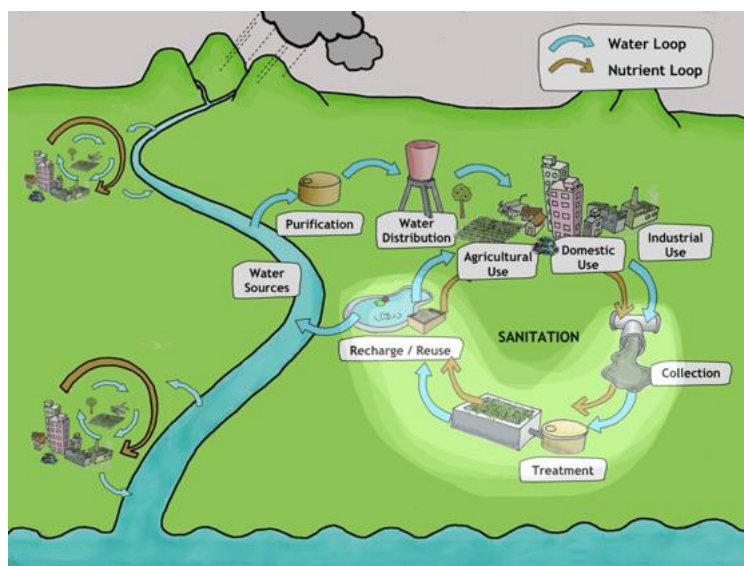


Fig. 2 Sanitația durabilă (Sursa: SSWM)

Cadrul legal în România

Acquis-ul Comunitar include câteva Directive care reglementează domeniului apei și apei uzate: Directiva Cadru a Apei 2000/60/EC, Directiva privind Tratarea Apelor Uzate Urbane 91/271/EC și Directiva privind calitatea apei destinate consumului uman 98/83/EC. O altă Directivă relevantă în contextul accesului la apă curată și sanitație în mediul rural, este Directiva 91/676/CEE privind protecția apelor împotriva poluării cauzate de nitrați din surse agricole. România a transpus în legislația națională, tot pachetul legislativ al UE. Integrarea celor două Directive în legislația românească - 2000/60/CE și 91/676/CEE – s-a realizat prin amendarea Legii 107/1996 și prin HG 964/2000. Într-o abordare specifică inclusă în procesul de punere în aplicare a Directivei 91/676/CEE, România a desemnat inițial zone vulnerabile la nitrați în 255 regiuni, reprezentând 8,64% din suprafața totală a țării și respectiv, 13,93% din suprafața agricolă totală. În anul 2003, Guvernul României a adoptat și țintele de dezvoltare ale mileniului (MDG), inclusive pe aceea de a reduce la jumătate populația fără acces la apă și sanitație, până în anul 2015.

Referințe legislative specifice privind obligațiile legate de sanitația din mediul rural, există în Ordinul nr. 88 din 20 martie 2007 pentru aprobarea Regulamentului-cadru al serviciului de alimentare cu apă și de canalizare, emis de Autoritatea Națională de Reglementare pentru Serviciile Publice de Gospodărie Comunală, publicat în Monitorul Oficial nr. 324 din 15 mai 2007: „Art 152 (2) Utilizatorii care se alimentează cu apă din rețeaua de distribuție sau din surse proprii și care sunt amplasați în zone unde nu există rețele de canalizare, au obligația dotării cu bazine etanșe

vidanjabile sau cu stație de epurare compactă locală, construite și exploatate în condițiile impuse de autoritățile de mediu și gospodărire a apelor competente. Vidanjarea și evacuarea apelor uzate provenite din astfel de fose se poate realiza fie de către operatorul serviciului de canalizare, fie de către alți agenți economici autorizați, care au obținut în prealabil avizul operatorului privind locul și condițiile tehnice de descărcare a apelor uzate provenite din procesul de vidanjare. (3) Vidanjarea este interzisă în zonele în care exista realizat un sistem public de canalizare, dacă operatorul serviciului a notificat utilizatorului acceptul său de preluare a apelor uzate în sistemul de canalizare și s-a angajat că va realiza racordul”. Aceste prevederi, reglementează practic doar construcția de bazine etanșe vidanjabile sau stații de epurare compacte locale, ca soluții pentru sanitația din mediul rural.

Strategia de Dezvoltare Durabilă a Serviciilor Publice de Alimentare cu Apă și Canalizare – România 2025, elaborată sub coordonarea Asociației Române a Apei (ARA), pledează pentru extinderea sistemelor centralizate de apă și canalizare și creșterea gradului de acces al populației la aceste servicii.

Cadrul instituțional de promovare a investițiilor

Strategia ARA ia în calcul două ipoteze pentru estimarea necesarului de investiții pentru serviciile de apă și canalizare: (i) o perioadă de aliniere deplină la nivelul parametrilor ceruți de Directivele UE de 15 ani, cu începere din 2007; (ii) un spor negativ care pentru total populație evoluează de la 22.430.450 loc. în 2001 la 20.887.500 loc. în 2020, din care în mediul rural evoluția este de la 10.146.564 loc. în 2001 la 10.079.000 loc. în 2020, cu o populație de 8,0 mil. locuitori care vor beneficia de servicii complete.

Investiția specifică pentru lucrări noi de infrastructură în mediul rural a fost calculată în ipoteza că alimentarea cu apă a celor 8,0 mil. locuitori se va realiza integral până în anul 2017, iar rețelele de canalizare se vor realiza până în anul 2022. Pentru infrastructura de apă uzată din mediul rural s-a estimat un necesar de 528 Euro/locuitor, cu un total de 4,2 miliarde de Euro pentru întreaga populație.

Sectorul de apă și canalizare, prin Axa 1 din cadrul Programului Operațional Sectorial Mediu, va beneficia de 60% din fondurile europene alocate României pentru perioada 2014-2020. Se promovează o structură echilibrată între mediul urban și rural, între extinderi și reabilitări. Proiectele de infrastructură se vor realiza pe baza Master Planului revizuit și listei de investiții prioritare, avizate de Ministerul Mediului și Schimbărilor Climatice.

Situația socio-economică

PIB-ul pe cap de locuitor reflectă bunăstarea, productivitatea și cererea de bunuri și servicii și prin urmare, este un indicator important al dezvoltării regionale. În anul 2012, PIB-ul pe cap de locuitor în România era de 5.589 €, aproximativ 45% din media UE-27, procentul fiind calculat luând în considerare paritatea puterii de cumpărare. Există disparități regionale mari în ceea ce privește PIB-ul pe cap de locuitor. Regiunea București-Ilfov înregistrează un PIB mai mult decât dublu față de media națională; doar Regiunea București-Ilfov și Regiunea Vest depășesc media națională.

În mediul rural, principala problemă este reprezentată de sărăcia tradițională, asociată gradului redus de modernizare și vieții economice dominată de agricultură. Harta sărăciei din zonele rurale și urbane arată existența unui risc mai mic de sărăcie în localitățile rurale care se află în apropierea unui oraș mare. În zonele în care nu există centre urbane, sau la periferia orașelor mici sau mai puțin dezvoltate, există o tendință de creștere a fenomenului sărăciei [5].

Diferențe semnificative pot fi observate la nivel regional și intra-regional în ceea ce privește accesul la infrastructura de bază și la utilități. La nivel național, în anul 2011, 72% din localități aveau apă curentă (cu 11% mai mult decât în 2005) și doar 30% erau conectate la sistemele de canalizare. 71,7% din populația din mediul rural și 14,5% din populația urbană trăia în gospodării fără acces la apă caldă (*sursa Eurostat*).

Centrul Național de Statistică și Informatică în Sănătatea Publică a publicat cifrele privind mortalitatea infantilă din România în 2012, de 9‰ (în scădere), față de 3,59 ‰ pentru țările vest europene. Mortalitatea infantilă pe principalele cauze de deces în 2012 a fost de 0,2 ‰ prin boli infecțioase și parazitare, în categoria cărora sunt incluse și bolile cu transmitere fecal-orală.

3. STUDIU DE CAZ – ALIMENTAREA CU APĂ ȘI SANITAȚIA ÎN LOCALITĂȚILE RURALE DIN ZONELE VULNERABILE LA NITRAȚI

O desemnare mai recentă a zonelor vulnerabile la nitrații proveniți din surse agricole (decembrie 2008) a sporit considerabil numărul acestora, ajungându-se la 1.963 comune, reprezentând 60% din întregul teritori al țării. Pe fondul acestei situații, Ministerul Mediului a inițiat proiectul "Controlul Integrat al Poluării cu Nutrienți" (01/FBS/2011), finanțat de Banca Mondială și având următoarele obiective principale: (i) reducerea nutrienților deversați în corpurile de apă; (ii) promovarea schimbărilor comportamentale la nivel regional; (iii) acordarea de sprijin pentru consolidarea cadrului de reglementare și întărirea capacității instituționale de impunere a acestuia. În cadrul proiectului au fost promovate investiții în sisteme de canalizare și stații de epurare, sisteme de depozitare a gunoiului de grajd și a deșeurilor menajere, europubele pentru colectarea separată a gunoiului menajer și perdele forestiere de protecție.

În cadrul activităților de conștientizare a publicului care s-au derulat în perioada 2012-2013, într-un număr de 87 de localități rurale, din 34 de județe, s-a realizat informarea și educarea publicului țintă cu privire la obiectivele și beneficiile proiectului privind controlul integrat al poluării cu nitrați, s-au promovat schimbări comportamentale ale grupurilor vizate, accentuându-se explicația legăturii existente între sursele de poluarea a resurselor de apă, calitatea apei potabile și riscurile pentru sănătatea consumatorilor.

În cadrul deplasărilor în teren s-au efectuat și vizite în gospodării individuale pentru evaluarea stării sursei de aprovizionare cu apă, fântâna publică sau particulară și a sanitației, pe baza unui chestionar standard de inspecție sanitară, cu scor de risc. Chestionarul a inclus un număr de 12 întrebări, iar scorul de risc a fost împărțit în patru categorii, în funcție de care s-au stabilit și acțiunile care trebuie întreprinse: (i) scor 0-2, risc mic, apa este bună; (ii) scor 3-5, risc moderat, apa este acceptabilă; (iii) scor 6-8, risc mare, apa trebuie testată, trebuie solicitat sfatul unui specialist și trebuie utilizată temporar o altă sursă de apă; (iv) scor 9-12, risc foarte mare, apa nu mai trebuie băută până la eliminarea cauzelor contaminării. În perioada iunie–septembrie 2013, au fost vizitate 67 localități rurale, în care s-au efectuat și completat 371 chestionare de inspecție sanitară, rezultatele fiind prezentate în Figura 3.

În anul 2012, în cele 41 de județe din România s-a raportat un număr total de 2.187 sisteme mici de aprovizionare cu apă potabilă, care aprovizionează o populație de 2.905.595 locuitori, restul utilizând fântâni publice sau particulare și situându-se în categoria descrisă anterior [6].

Interpretare rezultatelor inspecțiilor sanitare desfășurate pe teren, evidențiază următoarele aspecte:

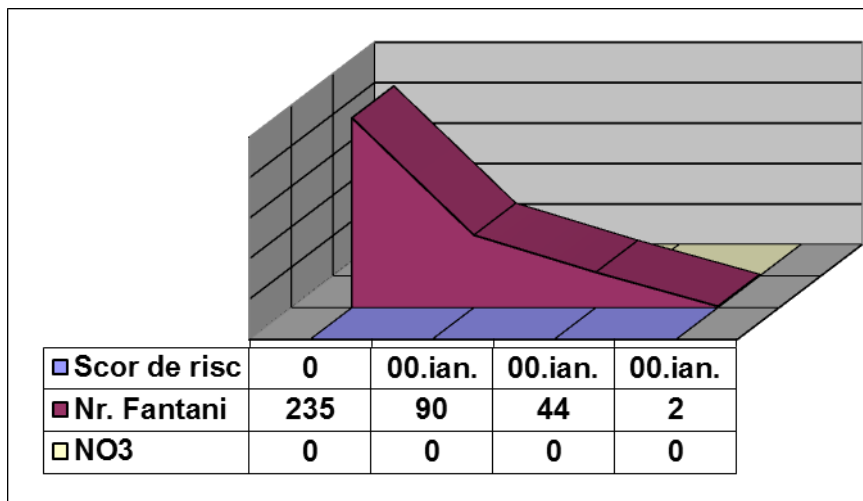


Fig. 3 Situația inspecției sanitare a fântânilor

- 63,34% din fântânile investigate se situează în domeniul unui scor de risc mic, în care se consideră că apa ar trebui să fie bună de băut, 24,26% în domeniul unui scor de risc moderat, 11,86% risc mare și doar 0,54% au avut un scor de risc foarte mare;
- Dacă se încearcă o corelare a categoriei scorului de risc rezultat din inspecția sanitară, cu domeniul de concentrații de nitrați măsurate în apa de fântână, se observă că indiferent de scorul totalizat, nivelul de nitrați este foarte ridicat, depășind în unele cazuri de 10 ori concentrația maxim admisă prevăzută de legislația în vigoare (50mg NO₃/l de apă).

Aceste rezultate nu fac decât să confirme faptul că localitățile inspectate se situează în zone vulnerabile la nitrații proveniți din surse agricole (în principal gunoi de grajd), existând o poluare de fond, pentru care trebuie făcute intervenții de mediu de lungă durată pentru decontaminarea acviferului. În același timp trebuie întreprinse acțiuni vizând schimbarea mentalității și comportamentului cetățenilor din zonele vulnerabile la nitrați, pentru diminuarea și chiar stoparea poluării prezente.

La poluarea din surse agricole se adaugă cea provenită dintr-o: (i) sanitație inadecvată - dejectele de natură umană; (ii) lipsa de igienă în gospodărie; (iii) amplasarea inadecvată în raport cu fântâna, a clădirilor/ zonelor cu diferite funcționalități în gospodărie - grajdul animalelor, gunoiul de grajd, latrina, gunoiul menajer, grădina de legume, casa; (iv) lipsa de organizarea a activităților casnice și agricole cu potențial poluator al acviferului din care se alimentează cu apă fântâna.

Câteva alternative tehnice pentru diminuarea contaminării cu nitrația a apei de fântână care poate cauza intoxicații acute pentru copii nou născuți a căror hrană este preparată cu o astfel de apă, sunt:

- Forarea/săpare unei fântâni mai adânci, care să se alimenteze dintr-un acvifer curat
- Amestecarea apei contaminate cu o apă curată până la o diluție care să respecte concentrația maxim admisă de 50mg NO₃/l de apă
- Renunțarea la sursa de apă contaminată, dacă există alternativă
- Tratarea apei pentru îndepărtarea excesului de nitrați, prin utilizarea rășinilor schimbătoare de ioni sau a osmozei inverse ori a oricărei tehnologii adecvate pentru sistemele mici de aprovizionare cu apă
- Protejarea cursurilor/ corpurilor de apă împotriva poluărilor viitoare prin restricționarea sau interzicerea utilizării fertilizanților pe bază de azot în zonele de protecție hidrogeologică
- Adoptarea unor alternative noi de sanitație durabilă, pentru prevenirea poluării apelor de profunzime.

Zonele vulnerabile la nitrați trebui să fie abordate în cadrul unei strategii specifice privind soluționarea problemelor de infrastructură a apei și apei uzate. În construcția viziunii pe termen lung pentru aceste zone trebuie luate în considerare atât specificul zonei cât și al localității. În continuare sunt exemplificate trei situații tipice, identificate în studiul de teren (Tabelul 1).

Comuna **Păulești** este situată în partea centrală a județului Satu Mare, într-o zonă de câmpie, pe malul Someșului. Nivelul apei freatiche este la 5 m. Stratigrafia solurilor este reprezentată de depozitele de nisip, loess, pietriș, având în general 160-180 cm grosime, peste care, datorită vegetației, s-au format soluri podzolice, creîndu-se astfel condiții prielnice pentru culturile agricole (cereale, zarzavaturi, pomi fructiferi). Conform recensământului din anul 2011, comuna are 4.909 locuitori, în creștere față de recensământul anterior din 2002.

Comuna **Bocsig** este situată în județul Arad, în depresiunea Ineu, pe valea Crișului Alb. Solul este fertil, economia fiind una predominant agrară. Conform recensământului din anul 2011, comuna are 3.231 locuitori, în scădere față de recensământul anterior din 2002. Comuna are rețea de distribuție a apei de 17,54 km, micro-zonal Beliu-Bocsig. Alimentarea centralizată cu apă potabilă se face pentru 50 % din populație, 50% utilizând apa din fântâni individuale sau publice apă potabilă, dar nu are canalizare și stație de epurare.

Comuna **Traian** este situată în partea de sud a județului Olt, în câmpia Caracalului. Comuna are 3.300 locuitori, în scădere față de recensământul anterior. Nu există rețele de alimentare cu apă și canalizare. Localitatea are tradiție în creșterea animalelor. Există interes pentru rezolvarea alimentării cu apă și a eliminării apelor uzate prin soluții la nivel local.

Tabelul 1. Exemple de soluții de sanitație adecvate

Județ	Operator Regional/ Localitate	Localitate rurală	Distanța până la Operatorul Regional (km)	Sanitație	
				Conectare Existentă	Soluție recomandată
Satu Mare	SC Apa Serv Satu Mare SA/ Satu Mare	Păulești	4	Nu există conectare	Conectarea la stația de epurare a municipiului Satu Mare
Arad	SC Compania de Apă ARAD SA/ Arad	Bocsig	69	Nu există conectare	Sistem centralizat local sau racordarea la stația de epurare a orașului Ineu situat la 9km
Olt	Compania de Apă Olt SA/ Slatina	Traian	62	Nu există conectare	Sistem centralizat local sau conectare la stația de epurare a municipiului Caracal, situat la 20km

În localitățile cu gospodării concentrate și cu un număr de locuitori semnificativ, care să justifice investiția, se va promova realizarea de sisteme centralizate de alimentare cu apă și canalizare/epurare. Dacă localitatea rurală este situată la o distanță mică de un oraș în care există deja sistemele centralizate de apă și canalizare, se pot extinde rețele existente, stabilinduse-se racordul și către comuna/ satul respectiv. Dacă distanța este mai mare, se recomandă realizarea unor sisteme proprii, operatorul regional urmând să gestioneze situația.

În localitățile mici, cu gospodării dispersate, se recomandă construcțiile individuale, pentru fiecare gospodărie, atât pentru fântână/ puț/ foraj, cât și pentru latrină/ fosă etanșă, vidanjabilă. Și în acest caz, operatorii regionali pot dezvolta servicii/ secții specializate în proiectarea, execuția, exploatarea unor astfel de echipamente individuale. Controlul calitatii apei potabile se va asigura prin colaborare între structurile locale ale autorității de sănătate publică (DSP), Administrația Națională Apele Române (ANAR) și Operatorii Regionali (OR). Apele uzate vidanjabile se vor descărca și epura într-o stație ce va fi desemnată pe plan local.

Rezumând, soluțiile recomandate pentru soluționarea problemei sanitației în mediul rural se încadrează în trei tipuri principale, la care se adaugă trăsăturile specifice fiecărei situații în parte: (i) Extinderea rețelelor existente și conectarea la stația de epurare a celui mai apropiat oraș; (ii) Sistem centralizat local; (iii) Soluții/ echipamente pentru gospodării individuale.

4. CONCLUZII

Sanitația durabilă, în special în zonele deja vulnerabile cum sunt cele supuse presiunii poluării din surse agricole, reprezintă o abordare de preferat, deoarece se bazează pe trei principii simple:

- apa uzată și dejectele nu sunt considerate deșeuri, ci resurse valoroase care sunt reutilizabile
- sistemele de sanitație sunt astfel organizate încât să fie acceptate din punct de vedere social și să fie viabile economic
- nu există o soluție ideală pentru toate situațiile, ci trebuie identificată opțiunea adecvată care ține cont de climă, disponibilitatea resursei de apă, practicile agricole, preferințele socio-culturale, accesibilitatea financiară, siguranță și condițiile tehnice.

5. BIBLIOGRAFIE

1. UNICEF: <http://www.unicef.org/search/search.php?q=WASH>
2. Water Management Toolbox “Linking up Sustainable Sanitation, Water Management and Agriculture”, <http://www.sswm.info>
3. E. Corcoran (Ed.); C. Nellesmann (Ed.); E. Baker (Ed.); R. Bos (Ed.); D. Osborn (Ed.); H. Savelli (Ed.) - *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment*. UNEP, UN-HABITAT, GRID-Arendal, 2010 http://www.grida.no/_res/site/file/publications/sickwater/SickWater_screen.pdf
4. U. Windblau, M. H. Simpson - *Ecological Sanitation*, Stockholm Environment Institute, Sweden, 2004 http://www.ecosanres.org/pdf_files/Ecological_Sanitation_2004.pdf
5. M. Stănculescu, coord. - *Urban poverty-Rural poverty, CASPIS Report*, 2004
6. E. Vartic, coord - *Raport național privind supravegherea calității apei potabile distribuite în sistem centralizat în zonele de aprovizionare mici*, 2012-2013

Study on the operation optimization of a treatment plant that is treating the waste waters resulting from electroplating processes

Gligor Emil*, Ionescu George Lucian**, Hora Cristina*** și Dan Florin****

* Assistant PhD Eng. University of Oradea, Faculty of Constructions and Architecture, Barbu Stefanescu Delavrancea Street, no. 4, 410058, Oradea, România

(E-mail: *gligoremil13@yahoo.com*)

** PhD Student Eng., Politehnica University of Bucharest, Faculty of Mechanical Engineering and Mechatronics Splaiul Independentei street, no. 313, sector 6, București, ROMÂNIA postal cod: RO-060042

(E-mail: *lucian.ionescu1985@yahoo.com*)

*** Ph.D.Assoc.Prof.Eng., University of Oradea, Faculty of Power Engineering and Industrial Management Universității street, no. 1, 410087 – Oradea

(Email: *chora@uoradea.ro*)

**** PhD Eng. University of Oradea, Faculty of Power Engineering and Industrial Management Universității street, no. 1, 410087 – Oradea

Rezumat

Întrucât epurarea apelor reziduale cu conținut de cianuri și metale provenite de la o întreprindere industrială este influențată în mod negativ de deversarea unor emulsii apoase utilizate în procesul de fabricație, scopul stației este preepurarea apelor reziduale tehnologice cu conținut de emulsii înainte de a fi deversate în saturația de epurare municipală. Propunerea de optimizare constă prin suplimentarea cu încă un bazin de oxidare a cianurilor, introducerea unui bazin pentru floculare între bazinul pentru neutralizare/precipitare nr.2 și decantorul rapid lamelar plus suplimentarea cu încă un decantor și un filtru presă care își vor avea locul în schemă lângă cele existente deja.

După fazele de precipitare, apa împreună cu precipitatele trec într-un alt bazin nou introdus în schema de epurare, în care se realizează flocularea acestora. Această fază a fluxului de epurare are funcția de a aglomera precipitatele, sub formă de flocoane. Această reacție are loc prin dozarea de soluție de polielectrolit anionic. Flocularea are loc prin agitare continuă. Este important un control vizual, frecvent asupra floculării, pentru ajustarea dozării de polielectrolit anionic, în vederea obținerii unor flocoane de nămol consistente. Flocoanele de nămol au aspect rotund, cu dimensiuni de circa 1-3 mm. Prezența unor flocoane zdrențuite indică un dozaj de polielectrolit în exces.

Cuvinte cheie

Neutralizarea primară, coagulare, deshidratarea nămolului, flocularea nămolului, bazin de omogenizare

1. INTRODUCTION

Recently the international law established regulations that are designed to protect the environment against the multitude of pollutants especially those containing heavy metals, which we find in all the effluents. Their acute toxicity and their tendency to accumulate in living organisms explains the growing need for removal of heavy metals from effluents while tightening environmental legislation worldwide [1].

The wastewater treatment plant that is subjected to this study is intended to remove pollutants coming from the galvanizing process.

The wastewater from the electroplating process are selected based on polluting loads and they are accumulated, to be treated, in tanks of various capacities made of concrete and waterproofed with waterproofing membrane.

Since wastewater containing cyanide and metals from the industrial enterprise is adversely affected by the discharge of aqueous emulsions used in the manufacturing process, the goal is the

pretreatment of the wastewater containing emulsion before being discharged into municipal sewage to which the plant is directly connected.

CASE STUDY

Untreated properly, these industrial waters can lead to major problems in the municipal wastewater treatment plant, affecting the biogas production and increasing quantities of chemical reagents used in the station while also producing a large amount of foam in the inlet chamber, negatively affecting all the plant processes.

The emulsions resulting from the manufacturing process are subjected, in advance, through the oil separator (hydrocarbons) current provided by the coalescing filter.

These emulsions are very stable, and significantly disturb the chemical treatment process by having very high organic pollution levels and due to their electrostatic charge [2].

Through the chemical pretreatment of water containing emulsions, they can take over the technological flow to the industrial enterprise treatment plant, thus achieving purified water quality, conditions imposed by NTPA 002/2002 GD 352/2005.

The flow of this water containing emulsions is 6 m³/day.

Emulsions are chemically neutral, with:

$$\text{pH} = 7.0; \text{CCO-Cr max} = 6.000 \text{ mg / L.}$$

The presented pre-treatment station is of chemical treatment type (coagulation-flocculation) and of mechanical dewatering type, the resulting sludge being stored in existing filter press or bags. The efficiency of the reduction of organic substances is 90%. The station is located in a antifreeze room, built for this purpose from resistant ceramic block walls and the enclosure dimensions are 7.8 m (L) x 6.0 m (w) x 5m (H), located outside the manufacturing zone.

The station operates discontinuously, in 3 cycles per day (9 m³) in automatic mode.

It requires supervisory and operating personnel for process start up, reactive supply, exhaust of the flocculated sludge in bags and sacks unloading.

For a better understanding of the phenomenon, a description of the flow of the pre-treatment is presented.

2. DESCRIPTION OF SEWAGE FLOW

2.1. Oxidation of cyanide in water

The cyanide washing waste waters from the process of galvanization are selected according to the pollutant load: wastewater containing copper cyanide - CuCN, wastewater containing cyanide silver - AgCN and wastewater from zinc cyanide processes. From the copper plating and silver plating phases of the galvanization line, the used wastewater crosses into two reservoirs: - wastewater containing AgCN and CuCN, - wastewater from cyanide zinc plating [3].

From storage tanks, cyanide wastewater is directed, via pumping, to the oxidation treatment. In the cyanide oxidation tank, by means of sodium hypochlorite dosing, the waste water is oxidized in an alkaline medium (pH = 11.5) through dosage of sodium hydroxide / alkali concentrate solution. Dosing solutions of sodium hypochlorite and sodium hydroxide is automatic and is controlled by means of control and measurement of redox potential (RX) and pH, as indicated by digital displays. The reaction is carried out by mixing, using a stirrer for each processing tank.

Sewage flow on this section is continuous. Waste water flowing into the treatment tanks has a reaction time, after which it is directed through free fall through the tubes towards the post oxidation tanks. The post oxidation tanks are provided with fine bubble aeration and hydrogen peroxide dosage, which form an additional oxidation phase of the cyanide from the waste water.

2.2. Precipitation of nickel from wastewater containing nickel

The wash waters resulting from the electroplating process, as in the Nickel coverage phase of metal parts, are routed by pipeline to the storage tank. Wastewaters stored in the basin are then pumped to the reaction tank. Treatment applied to water in this basin is made by means of coagulation and then precipitation of nickel ions. The coagulation process is carried out by dispensing a solution of ferric chloride in the acid environment – through the sulfuric acid dosing, and the precipitation is achieved by sodium hydroxide solution dosing. In the same basin takes place the nickel chelating reaction, due to the dosage of sodium sulfide solution. The aggregation of the precipitate takes place by means of a solution of polyelectrolyte dosage, which helps to form agglomerates of mud, which then are decanted and are extracted at the bottom of the reaction tank and sent to the densification and compaction phases. The reactions are carried out by mixing with a stirring. Reactions are controlled by a pH and redox potential (RX) measuring instrument equipped with digital display. To automate the process, dosing time of reagents, reaction times and sludge discharge times are set to a PLC.

2.3. Coagulation of pollutants which are in colloidal form

Wastewater from prior treatment sections, and the acid-based characteristic wastewaters that result from the electroplating processes, are accumulated in the homogenization basin. For treatment, the wastewaters are pumped to the coagulation tank, where the reaction is taking place by dosing 10% solution of ferric chloride in an acidic environment (pH approx. 5.5) with 30% sulfuric acid dosing and mixing it with an agitator. The control of the reactions regarding the dosing of reagents is accomplished by measuring instruments equipped with pH control which has a digital display. The coagulation is carried out in an acid medium in order to achieve the decomposing of the substances.

2.4. Primary neutralization / precipitation of pollutants contained in the water

The next phase of the treatment, the neutralization, consists of adjusting the pH to an optimum by blending with the calcium hydroxide solution, controlled automatically by the pH meter, in order to achieve precipitation of heavy metal ions (hydroxide form), phosphates, fluorides and sulfates from the water, the dosage of the solution of the activated carbon to carry out the adsorption of organic materials (detergents, surfactants and the like), and the dosing solutions of sodium sulfide occurs by chelating of heavy metals (copper, nickel, zinc, silver), the reaction and solution dosage being controlled by measuring the redox potential. The reaction takes place in the treating tank by continuous stirring [4].

2.5. Secondary neutralization

In the reaction tank, the extension of the reaction of precipitation takes place through continuous stirring, only pH adjustment is performed in this tank, though calcium hydroxide solution blending is automatically controlled by a pH instrument.

2.6. Settling / Water clarification by decantation

Water clarification is carried out by separating the sludge flocks from the water. This process occurs inside the decanter. Treated and clarified water is discharged from the final settling tank in a basin, where the pH is measured, and, by means of 30% sulfuric acid dosing, the pH has been checked and adjusted.

2.7. Final filtration (quartz filter and charcoal filter)

Water from the final tank is pumped into a centrifugal pre-filter, and then into two column filter, one filled with filtering material (granular quartz sand) and the other with granular activated charcoal. Fine filtration is installed to allow for further clarification of water, in order to stop any current micro-flocks mud, surfactants and oils from the water.

2.8. Sludge dewatering

The sludge dewatering section consists in its sludge discharge from the bottom of the settler, as well as a batch reactor, sending sludge by pumping it into the sludge concentration tank, and then pumping it further through diaphragm pumps into the press filter for dewatering.

According to expert studies the response time for wastewater treatment is between 15-20 minutes to coagulation, 20-30 minutes for neutralization / precipitation and about 5 minutes for flocculation. Thus it can easily determine the treatment capacity of the plant (tab. 1):

Table 1 Treatment capacity of the plant

Process	Volume	Response time	Treatment flow*
B. coagulation	2.5 cm	15-20 min	6-7.5 cm/h
B. neutralization	2.5 cm	20-30 min	5-6 cm/h
B. flocculation	1 cm	5 min	Approx. 10 cm/h

* at load of pollutants up to 10 times higher than the maximum allowable in the discharge waters.

Since the water passing through the tanks it is done in the "overflow" system, in order to carry out a reaction time of 20 minutes in the neutralization/precipitation tank the maximum treatment flow rate is 6 cm/h.

Concentrations of pollutants in wastewater vary greatly and are in higher concentrations than optimal concentration before treatment (e.g. [Cu] = 10-100 mg/l, [Zn] = 15-75 mg/l, [Ni] = 5-35 mg/l). This causes an insufficient treatment, because the dosage of the reagents takes place according to the pH (constant dose) and not according to the oxidation-reduction potential, thus leading to overdose or insufficient dosing of reagents. Another problem of the current flow treatment is the formation of sludge flocks that occurs by adjusting the pH of the water in the tank prior to filtration. This holds up the pre-filtration and filtration processes by rapid clogging of filters [5].

Study:

Wastewater from the mixing tank, after mixing by aeration is neutralized forming a fine sludge. This sludge has a content of metals already precipitated and it is pumped with water into the treatment phases. Due to the high water flow rates, the reaction time of 20-30 minutes in the neutralization/precipitation tank is exceeded.

The high content of pollutants in wastewater favors the insufficient water treatment because it enhances the complexation reactions between pollutants (e.g. cyanides with metals, organic substances with metals).

The dosage of the reagents required for the adjustment (hydrochloric acid, ferric chloride, hydrated lime) contributes to the charge of water with other pollutants (for example chlorides from hydrochloric acid, sludge flocks from adjusting the pH with hydrochloric acid).

In view of these problems, several laboratory scale tests have been made, using anionic polyelectrolyte water treatment. Tests consisted of the flocculation of the primary sludge contained in the wastewater, through the dosage of the anionic polyelectrolyte, and the decanting of the sludge

formed during water treatment and then wastewater treatment using a quantity of **CABS** (chelating agent based on sulfur and the flocculation of the precipitate formed with anionic polyelectrolyte dosing, resulting a clear water with a very compact sludge fig.1, tab.2 and fig.2. Following these tests the following directions are proposed to improve the flow treatment:

- sludge flocculation contained in wastewater using anionic polyelectrolyte dosage,
- Building or buying of a decanter for decanting sludge formed by the “primary” flocculation (helps reduce up to 80% of the load of pollutants in water, and help reduce the quantities of reagents used for treatment, thereby decreasing costs).
- reagent replacement of hydrochloric acid, ferric chloride, hydrated lime, sodium sulfide, activated carbon with CABS reagent, which has the property of chelating the metal dissolved in the water. In relation to the primary settling, the CABS dosage amount decreased from CABS 2 ml/litter of wastewater to CABS 0.6 ml/litter of wastewater decanted (0.6 l/m³ wastewater). The result of the analysis for the Cu indicator was 0.02 mg./l. Using CABS contributes to reducing of power consumption, because it will use only two dosing metering pumps and one agitator. Currently three mixers and 5 pumps are used.

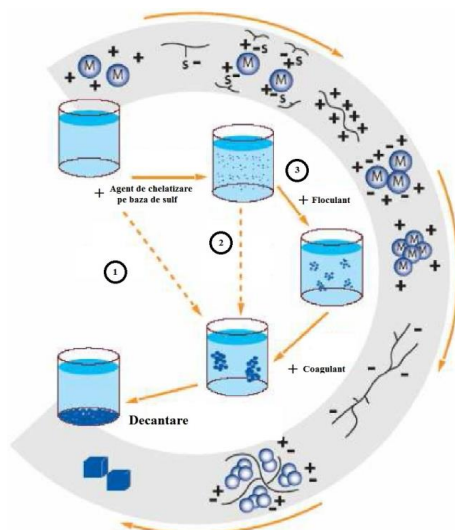


Fig. 1 Chelating process exemplification (1- CABS adding, 2-CABS and flocculants adding, 3-CABS flocculants and coagulant adding)[1]

Table 2 Results of the study following the heavy metals in the wastewater processed for the above entity

Time interval [h]	Ag [ppm]·10 ⁻¹⁵	Hg [ppm]·10 ⁻³⁵	Ni [ppm]·10 ⁻⁷	Pb [ppm]·10 ⁻¹³	Zn [ppm]·10 ⁻⁷
0	3.6	0.7	4.8	4.3	3.2
1	3.7	0.7	4.9	3.3	4.0
2	3.7	0.8	5.3	3.1	3.8
7	3.8	0.7	4.9	4.2	4.2
8	3.9	0.7	4.4	3.8	3.8
9	3.8	0.6	4.0	3.6	3.6
16	3.8	0.8	5.3	3.5	4.1
17	3.8	0.8	5.7	3.2	3.8
18	3.8	0.7	5.6	3.9	3.8

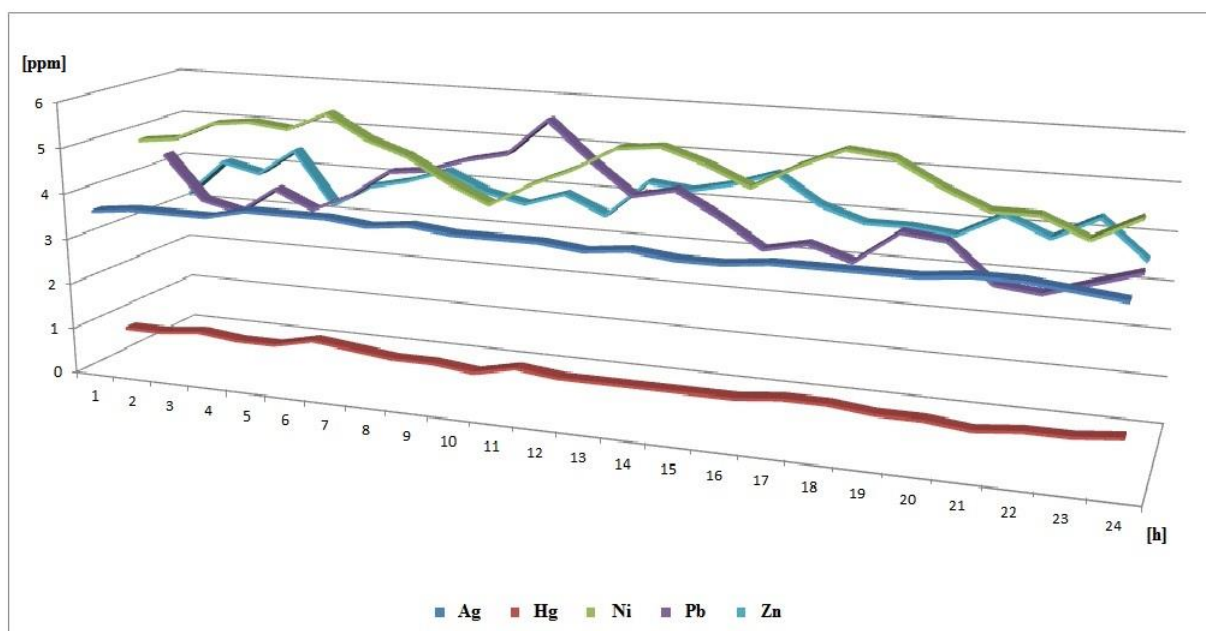


Fig. 2 Heavy metals values in processed wastewater during a day on hourly measurements

Another alternative would be the purchasing of a treatment decanter to reduce the concentrations of pollutants entering the production flow, treatment with reagents and installation of systems with ion exchange and chelating resins.

Using this alternative would further result elutes, which would be retreated in the treatment plant.

Quick optimization of the treatment flow is necessary, and in this regard we suggest supplementing the treatment flow, which currently consists of the following components:

1. reservoirs for waters containing cyanide (CuCN and AgCN)
2. reservoirs for waters containing cyanide silver
3. reservoirs for waters containing nickel and the acid phase of the regeneration from the demineralization installations
4. two reservoirs of air post-oxidation
5. homogenization reservoir
6. reaction reservoir for water treatment with loads of nickel and / or regeneration acid phase demineralization installations
7. reservoir for cyanide oxidation of cyanide wastewater
8. one reservoir for acidic coagulation of colloidal substances from water
9. one reservoir for neutralization/precipitation No.1
10. one reservoir for neutralization/precipitation No.2
11. fast settling "lamellar" type
12. sludge concentration system
13. press filter for sludge compaction through pressing
14. one reservoir for the control and adjustment of the final pH of the treated water
15. a centrifugal filter of Centropur NW 60 type
16. two filtering columns one with quartz filter and the other with active charcoal

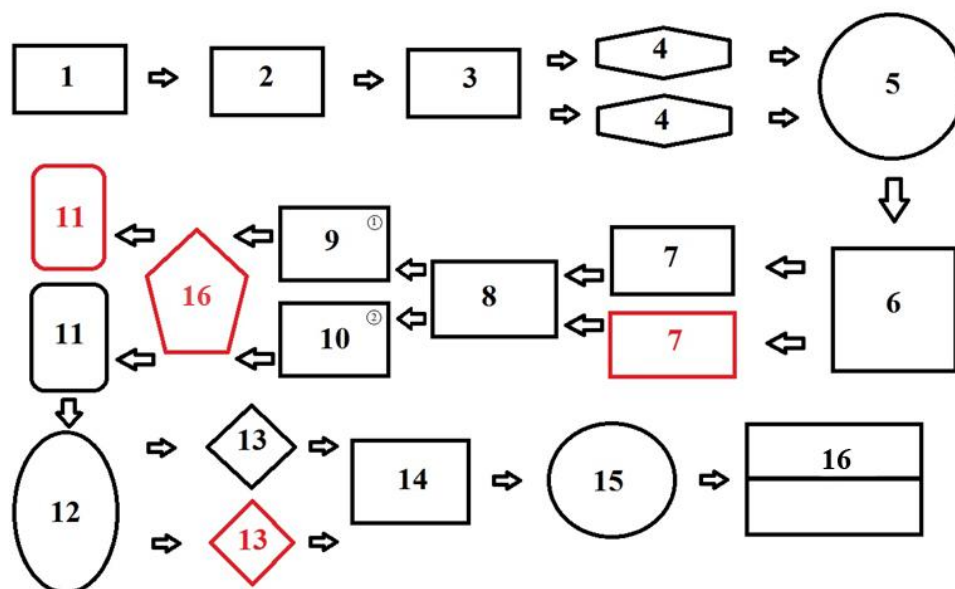


Fig. 3 Process exemplification

3. CONCLUSIONS

Optimization proposal is made by adding a further cyanide oxidation tank (7), introducing a flocculation (16) tank between neutralization/precipitation No.2 tank (10) and the fast lamellar settling (11), plus adding another decanter (12) and a filter press (13) which will be added in addition to the existing scheme.

After the phases of precipitation, the water with precipitate passes to another newly inserted tank, in which the flocculation is achieved. This treatment phase flow has the function of agglomerating precipitates in the form of flakes. This reaction is carried out by a dosage of solution of anionic polyelectrolyte. Flocculation takes place by continuous agitation. It is important that a visual inspection of the flocculation is frequently carried out to adjust the dosage of the anionic polyelectrolyte, in order to obtain consistent flocks of sludge. Sludge flocks have a round shape of about 1-3 mm, the presence of ragged flakes indicating the excess dosage of polyelectrolyte.

4. BIBLIOGRAPHY

1. Brochure “*Agenti de chelatizare metale grele*” SNF Floerger website, consulted in 09.09.2013 - <http://www.floerger.ro/certificate/>
2. G. L. IONESCU, Gh. C. IONESCU, Aura SÂMBETEANU, Tehnologii moderne pentru epurarea apelor uzate (Modern technologies for wastewater treatment), Editura MatrixRom – București, 2013.
3. E. GLIGOR, Contribuții la optimizarea energetică a instalațiilor și echipamentelor din cadrul stațiilor de epurare a apelor uzate (Contributions to energy optimization of facilities and equipment in the wastewater treatment plants, PhD. thesis). Teză de doctorat, Oradea, 2011.
4. Diana ROBESCU, Modelarea proceselor biologice de epurare a apelor uzate (Modeling biological wastewater processes), Editura Politehnica Press București, 2009.
5. Diana, ROBESCU, S. ILIESCU, D. ROBESCU ș.a., Controlul automat al proceselor de epurare a apelor uzate (Automatic control of wastewater treatment processes), Editura Tehnică București, 2008.

Implementarea și certificarea sistemului de management de mediu conform ISO 14001:2004

D.S.Moldovan*, V.Ungureanu**, S.Rusu*** and V.P. Pînzaru****

* Președinte Comisia calitate Mediu, Asociația Română a Apei,
(E-mail: *moldovandaniela@yahoo.com*)

** Vicepresedinte Raion Florești, Republica Moldova,
(E-mail: *acvaflor@yahoo.com*)

*** Director SA Servicii Comunale Florești Republica Moldova,
(E-mail: *sergiu.rusu001@gmail.com*)

**** Director Adj. Servicii Comunale Florești Republica Moldova,
(E-mail: *pinzaris@mail.ru*)

Abstract

Starting from the premise that there is no economic and/ or social activity without ecological implications, it is necessary for every organization to have management means, planning, organization and a strategic approach that is based on techniques and devices for environment protection, promoting the concept of continuous development. Understanding this concept, in compliance with respecting the environment, we will be able to maintain the legacy for the wellbeing of the future generations.

The primordial role in implementing and maintaining the environment management system is the accurate identification of environmental aspects, and the evaluation of the last, present and possible environmental impacts, generated by the activities of an organization.

The paper presents a brief history of the environment standards, the process of identification of environment aspects, the evaluation of associated impacts, as well as the certification phases of the system of environment management in order to improve the performances in this field of activity of the company.

Keywords

Environment management system, performance, environmental aspect, environmental impact

1. ASPECTE PRIVIND CONCEPTUL DE MANAGEMENT DE MEDIU

Managementul de mediu este o componentă a sistemului de management general care include structura organizatorică, activitățile de planificare, responsabilitățile, practicile, procedurile, procesele și resursele pentru elaborarea, implementarea, realizarea, analizarea și menținerea politicii de mediu [1].

O conformare la exigențele ecologice ale acestui mileniu nu poate fi concepută prin export de poluare. Soluția în acest sens, este aceea a unor eforturi constante de organizare legislativă și instituțională la nivel național, dar și regional, acompaniate de îmbunătățiri tehnologice și operaționale la tot mai multe organizații din zona marilor poluatori.

Tot mai multe organizații din România devin conștiente că trebuie să acorde o atenție sporită gestiunii impacturilor pe care procesul/subprocesul/activitatea lor le produce asupra mediului. În acest scop, implementarea și certificarea unui sistem de management de mediu (SMM) coerent și eficient, devine o prioritate.

Un SMM ajută organizația să reducă la minim impacturile asupra mediului. El prezintă foarte multe avantaje și de aceea este importantă implementarea și funcționarea acestuia.

2. SCURT ISTORIC AL EVOLUȚIEI STANDARDELOR DE MEDIU

2.1. Considerații generale

Tot mai multe organizații sunt preocupate de realizarea și demonstrarea performanței de mediu prin controlul impactului activităților, produselor și serviciilor asupra mediului, în conformitate cu politica și obiectivele de mediu. Aceasta în contextul legislației stricte, dezvoltării politicii economice și altor măsuri care încurajează protejarea mediului și preocupării sporite exprimate de părțile interesate în privința problemelor de mediu și dezvoltării susținute.

Multe organizații au întreprins „bilanțuri” sau „audituri” de mediu pentru a evalua performanța de mediu. În fine, acestea nu pot fi suficiente pentru a asigura organizația că performanța nu doar respectă, dar și va respecta cerințele legale și politica. Pentru a fi eficiente, este necesar ca acestea să fie conduse în cadrul unui sistem de management structurat care este integrat în cadrul organizației [4].

Problemele ambientale, care pot fi considerate că au apărut o dată cu dezvoltarea civilizației pe Terra, nu au suscitât interes decât mult mai târziu, în secolul XX, când mediul înconjurător era deja serios afectat de activitățile umane.

În tabelul 1 sunt prezentate câteva categorii de probleme de mediu.

Tabel 1. Categorii de probleme de mediu

Categorii de probleme de mediu		
Globale	Regionale	Locale
- încălzire, - climă, - distrugere strat ozon, - despădurire, - deșertificare, - suprapopulare.	- pierderi de habitat, - intoxicare chimică, - extincția speciilor, - eroziunea solului, - depozitare deșeuri, - epuizare resurse naturale, - calitatea apelor.	- poluare apă, aer, sol, - aglomerare, - pierderi de peisaje.

Primii termeni privind protecția mediului au apărut în tratatele comunitare (Tratatul Comunității Europene a Cărbunelui și Oțelului – CECA 1951, Tratatul Euroatom – CEEA 1957, Tratatul Comunității Economice Europene – CEE 1957), care reglementau la început condițiile privind securitatea vieții, muncii și sănătății populației, fără a defini măsuri ecologice pertinente.

Programele de acțiune în materie de mediu au demarat abia în 1973 în țările CE, culminând cu adoptarea în 1986 a “Actului Unic European”, care a rezolvat bazele juridice și competențele comunitare în domeniul protecției mediului; dar politica comunitară ecologică a fost definită prin “Tratatul asupra Uniunii Europene” semnat la Maastricht la 7 Februarie 1992.

Odată depășită această etapă, a devenit evidentă necesitatea existenței unui standard având la bază următoarele motivații:

- regulamentele stabilite de către unitățile economice nu sunt acceptate de către părțile interesate care nu au fost implicate în elaborarea acestora;
- regulamentele respective au la bază principii care nu au fost detaliate într-o măsură suficientă pentru a facilita implementarea lor;
- regulamentele nu sunt adecvate auditului/certificării;

- standardul este calea optimă de realizare a sarcinilor sau de fabricare a produselor; acest lucru a fost convenit, prin consens, între părțile interesate;
- standardele se bazează pe experiența practică și pe cunoștințele științifice și sunt unanim recunoscute și acceptate;
- conformarea cu standardele asigură încrederea internă (a managementului în realizarea calității) și încrederea externă (a partenerilor cu privire la cele mai bune practici cunoscute);
- conformarea cu standardele poate fi certificată de o terță parte ceea ce conferă credibilitate crescută.

2.2. Standardul BS 7750

Primii care și-au pus problema elaborării unui standard, care să susțină protecția mediului și să prevină poluarea, în echilibru cu necesitățile economico-sociale, au fost britanicii, care au emis în anul 1992, standardul BS 7750 intitulat: “Specification for Environmental Management system”.

Structura standardului BS 7750, elaborat de către British Standards Institute (BSI) a fost concepută folosind o abordare apropiată standardelor pentru asigurarea calității existente la acea dată, respectiv BS 5750 și BS EN ISO 9000.

Standardul BS 7750 a fost verificat timp de un an printr-un program pilot și ca urmare a rezultatelor obținute și a comentariilor formulate de diverse organisme, standardul a fost revizuit în 1994, urmărindu-se și compatibilizarea cu EMAS (Eco Management and Audit Scheme) în engleză, respectiv SMMA (Sistemul de Management de Mediu și Audit) în română, care tocmai apăruse [3].

2.3. Regulamentul EMAS

EMAS (Eco Management and Audit Scheme) în engleză, SMEA (Systeme de Management Environmental et d'Audit) în franceză, respectiv SMMA (Sistemul de Management de Mediu și Audit) în română este denumirea regulamentului nr. 1836/93 al Comisiei Europene, cunoscut și sub denumirea de regulament Eco-Audit. Acesta permite participarea voluntară și aderarea companiilor europene din sectorul industrial la schema comunitară de eco-management și audit.

La elaborarea EMAS au participat BSI și Directoratul General XI, folosind inițial ca model standardul BS 7750: “Specification for Environmental Management system”. Ulterior au fost operate o serie de revizii ale celor două documente în vederea compatibilizării lor. SMMA a intrat în vigoare la data de 13 iulie 1993 și a devenit operațional în aprilie 1995 [3].

Pasul următor l-a constituit apariția grupeii de standarde internaționale ISO 14000, unde se defineau sistemele de management de mediu (EMS) și auditul acestora.

2.4. Standardele din seria ISO 14000

În august 1991 a fost creat Grupul Strategic Consultativ pentru Mediu (GSCM) la inițiativa Organizației Internaționale pentru Standardizare care avea ca principală sarcină evaluarea nevoilor de standardizare în domeniul managementului de mediu, în scopul unei abordări comune referitoare la managementul de mediu și care să permită îmbunătățirea performanțelor economice și de mediu [3].

Istoricul apariției acestui GSCM, respectiv evenimentele principale care au precedat constituirea lui și care au urmat după aceea sunt prezentate în tabelul 2 [3].

Tabel 2. Istoricul apariției Grupul Strategic Consultativ pentru Mediu

Data	Evenimentul	Comentarii
1972, Stockholm	Conferința Națiunilor Unite asupra Mediului Uman	Acesta a fost primul eveniment care a inclus pe ordinea de zi a unei sesiuni a ONU punerea la aceeași masă a lumii economice cu cea a mediului.
	Adoptarea Planului Mondial de Acțiune în domeniul Protecției Mediului	Acesta a fost adoptat la sfârșitul Conferinței Națiunilor Unite asupra Mediului Uman, când au fost puse și bazele PNUM.
	Adoptarea programului Națiunilor Unite pentru Mediu (PNUM)	Principalul scop al acestui program a fost de a contribui la sensibilizarea populației și a tuturor factorilor sociali, politici, de decizie, față de problematica mediului și a bunei gestionări a acestuia.
1972, Stockholm	Crearea comisiei Mondiale pentru Mediu și Dezvoltare (CMMD)	Această comisie și-a propus să reevalueze “starea mediului în contextul dezvoltării fără precedent a civilizației umane pe Terra”.
1987	Publicarea raportului “Viitorul nostru comun”	Este raportul CMMD. El este considerat istoric din cel puțin două motive: - introduce termenul de “dezvoltare durabilă”, - cere industriei să utilizeze sisteme eficiente de management de mediu.
1989	ONU decide organizarea unei Conferințe a Națiunilor Unite asupra Mediului și Dezvoltării (CNUMD)	
1991	Crearea GCSM (Grupul Consultativ Strategic pentru Mediu)	GCSM a fost constituit pentru a evalua nevoile în materie de standardizare în domeniul managementului de mediu.
1992, Rio de Janeiro	Are loc CNUMD (cunoscută sub denumirea de “Conferința de la Rio”)	Destinată în principal analizei raportului “Viitorul nostru comun” și luării deciziilor care se impuneau.
	Crearea Comisiei Economice pentru Dezvoltare Durabilă (CEDD)	CEDD trebuia să aprecieze activitatea GCSM și a celor două organisme internaționale de standardizare (ISO și CEI) în domeniul managementului de mediu și să le determine să dezvolte această activitate.
	Apariția documentului intitulat “Agenda 21”	Document de orientare politică globală.
	Adoptarea “Declarației de la Rio”	Sinteză a principiilor de transpunere în practică a conceptului de dezvoltare durabilă.

Primele măsuri luate de GSCM a fost constituirea a șase grupuri de lucru pe următoarele domenii:
[3]

- managementul de mediu;
- auditul de mediu;
- etichetarea de mediu;
- performanța de mediu;
- analiza ciclului de viață;
- aspectele de mediu în standardele de produs.

GSCM a hotărât în octombrie 1992 crearea unui nou comitet tehnic ISO pentru management de mediu, care a luat ființă în ianuarie 1993, cu denumirea ISO/TC 207, Management de Mediu. [CIC 00]. În planul strategic al ISO/TC 207 era menționat: *“viziunea noastră o constituie acceptarea și utilizarea la nivel mondial a seriei de standarde ISO 14000 care va oferi un mijloc eficace de ameliorare a performanțelor de mediu ale organizațiilor și a produselor lor, facilitând comerțul mondial și contribuind, în cele din urmă, la o dezvoltare durabilă”*. [3]

Din această grupă standardul ISO 14001:1996, adoptat și în România ca SR EN ISO 14001:1997 “Sisteme de management de mediu – Specificații și ghid de utilizare” (structurat cca. 90% conform standardului ISO 9001:1994 – Sistemele calității, cu excepția majoră a capitolului suplimentar “Pregătirea pentru situații de urgență și capacitatea de răspuns”, care tratează limitarea efectelor accidentelor/incidentelor ecologice potențiale), definește, împreună cu ISO 14004, Sistemul de management ecologic (EMS). ISO 14004 completează standardul ISO 14001 cu principii, sisteme și tehnici de implementare.

Acest sistem are menirea de a lua în considerare toate aspectele de mediu rezultate din activitatea unei organizații, în scopul stabilirii și cuantificării obiectivelor de mediu, care să ducă la prevenirea sau diminuarea sub limitele prescrise, a tuturor efectelor impacturilor ecologice semnificative generate sau potențiale.

Standardul ISO 14001 este aplicabil și adaptabil tuturor organizațiilor indiferent de mărime, activitate, amplasare geografică, cultură și condiții sociale. Vocabularul standardului de management de mediu se găsește în standardul internațional ISO 14050:1997, aprobat un an mai târziu ca și standard român.

Au urmat apoi alte standarde menite să asigure viziunea globală și instrumentele unitare de lucru.

2.5. Viziunea standardului ISO 14001:2004

Se intenționează ca Standardele Internaționale referitoare la managementul de mediu să asigure organizațiile cu elementele unui sistem eficient de management al mediului care pot fi integrate împreună cu alte cerințe de management și să ajute organizațiile la îndeplinirea obiectivelor de mediu și economice. Utilizarea acestor standarde, ca și a altor Standarde Internaționale, nu intenționează să creeze bariere netarifare care să mărească sau să modifice obligațiile legale ale organizației.

Standardul Internațional ISO 14001:2004 specifică cerințele pentru SMM pentru a permite ca organizația să implementeze o politică și obiective care să țină cont de cerințele legale și informarea privind aspectele de mediu importante [2].

Scopul general al standardului internațional ISO 14001:2004 este de a sprijini protecția mediului și de prevenire a poluării corelate cu nevoile socio-economice. Trebuie menționat faptul că multe cerințe pot fi adresate simultan sau pot fi revăzute oricând.

A doua ediție a standardului internațional ISO 14001 și-a îndreaptat atenția asupra clarificării primei ediții, și a luat în considerare prevederile din ISO 9001 pentru a se mări compatibilitatea celor două standarde în folosul comunității care le utilizează. Așadar obiectivele reviziei au fost legate de clarificarea standardului, păstrându-se aceeași structură ca standardul ISO 14001:1996, precum și îmbunătățirea compatibilității cu standardul ISO 9001:2000 privind anumite definiții comune și cerințe apropiate cum ar fi: documente, neconformități, acțiuni corective, acțiuni preventive, audituri și analiza conducerii. Se evidențiază faptul că, totuși, aplicarea diferitelor elemente ale sistemului de managementul mediului poate fi diferită în funcție de scopul propus și părțile interesate implicate.

Gradul detalierii și complexitatea sistemului de managementul mediului, documentația și resursele destinate pentru aceasta vor depinde de factori, cum ar fi scopul sistemului, mărimea organizației și natura activităților, produselor și serviciilor.

3. PROCESUL DE IDENTIFICAREA ASPECTELOR DE MEDIU ȘI EVALUAREA IMPACTURILOR ASOCIATE

Identificarea aspectelor de mediu și evaluarea impacturilor asociate este considerată cheia întregului sistem de management de mediu. În acest sens evaluarea impactului de mediu ajută la o corectă prioritzare, deoarece aspectele semnificative de mediu sunt cele care trebuie luate în considerare atunci când se formulează obiectivele de mediu, care se oglindesc de fapt și în politica ecologică a organizației.

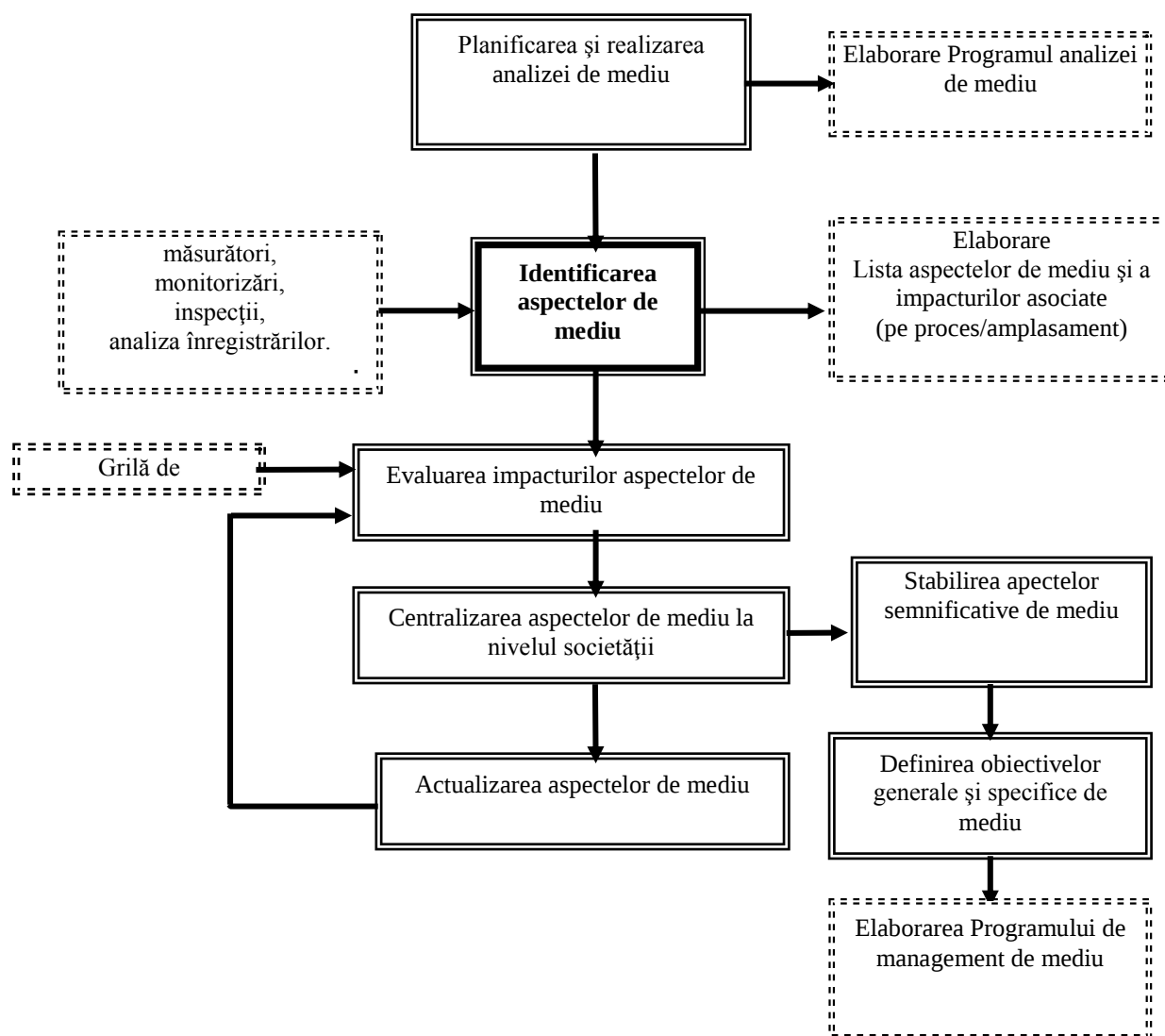


Figura 1 Procesul de identificarea aspectelor de mediu

Conform standardului internațional ISO 14004, identificarea aspectelor de mediu este un proces dinamic care determină impacturile trecute, prezente și potențiale asupra mediului ale activităților unei organizații. Acest proces, prezentat în figura 1, include și indentificarea constrângerilor impuse de reglementări, legislație și afaceri care afectează organizația.

Aspectele de mediu, care pot fi controlate și influențate de organizație și care pot avea un impact important asupra mediului, se regăsesc sub denumirea de *aspecte semnificative de mediu*.

Orice organizație care nu dispune încă de un SMM trebuie să pornească în această direcție prin efectuarea unei analize inițiale de mediu (AIM).

3.1. Planificarea și realizarea analizei de mediu

Analiza inițială de mediu (AIM) stabilește care este situația în raport cu mediul, a organizației ținând cont de:

- cerințele legale și reglementările,
- identificarea aspectelor de mediu,
- examinarea tuturor procedurilor și a practicilor de management de mediu,
- evaluarea acțiunilor întreprinse în urma investigării incidentelor anterioare.

AIM identifică aspectele semnificative de mediu asociate proceselor, subproceselor, activităților și serviciilor organizației și nu evaluează detaliat ciclul de viață al acestora.

Este important de știut ca relația dintre aspectele de mediu și impactul asupra mediului este o relație de tip CAUZĂ - EFECT.

Ex: cauza/ aspectul de mediu este emisia de noxe în atmosferă, iar efectul/ impactul este poluarea aerului.

Etapele AIM sunt:

Etapa 1: Alegerea unui proces, subproces, activitate, produs, serviciu sau locație

Selectarea procesului, activității, produsului/ serviciului sau locației trebuie să fie suficient de cuprinzătoare pentru o examinare semnificativă și suficient de restrânsă pentru a fi bine înțeleasă. În acest scop se vor elabora diagramele de flux tehnologic cu identificarea intrărilor, ieșirilor și a fluxului proceselor, produselor și serviciilor.

Etapa 2: Identificarea aspectelor de mediu ale procesului, subprocesului, activității, produsului/ serviciului sau locației

Identificarea unui număr cât mai mare de aspecte de mediu asociate.

Etapa 3: Identificarea impactului asupra mediului

Identificarea unui număr cât mai mare de impacturi de mediu reale și potențiale, benefice și nocive care sunt asociate fiecărui aspect de mediu identificat.

Etapa 4: Evaluarea importanței impacturilor

Importanța oricărui impact asupra mediului poate varia de la o organizație la alta, iar cuantificarea poate ajuta evaluarea.

3.2. Identificarea și evaluarea impactului produs asupra mediului

Procesul de identificare a aspectelor de mediu se face prin analizarea proceselor tehnologice/ serviciilor, pe faze, operații, zone de activitate, luând în considerare condițiile de funcționare normale, pornire/ oprire și situații de urgență posibile. Este un proces continuu și organizația actualizează aceste date anual și la fiecare modificare apărută în activitățile sau serviciile sale.

Pentru identificarea aspectelor de mediu se iau în considerare următorii factori :

- emisii în aer,
- deversări în emisar,
- gestionarea deșeurilor,
- poluarea solului,
- utilizarea materiilor prime / materialelor și a resurselor naturale,
- impactul asupra comunității,
- alte aspecte de mediu locale,
- operarea normală și anormală,
- incidente/ accidente ecologice.

De asemenea procesul poate include identificarea impacturilor asupra sănătății și securității persoanelor, precum și evaluarea riscurilor pentru mediu.

AIM evidențiază aspectele de mediu benefice sau nocive, reale și/ sau potențiale, directe și/ sau indirecte, rezultate din activitatea unei organizații. Pentru fiecare aspect de mediu evidențiat se stabilește impactul asupra factorilor de mediu.

Echipe formate din reprezentanții entităților funcționale pe linie de protecția mediului, împreună cu responsabilul de mediu, efectuează evaluarea impactului funcție de:

- cerințele prevederilor legislative și/ sau reglementare,
- evaluarea nivelului de risc a impactului,
- implicațiile aspectelor de mediu asupra omului,
- implicațiile ecologice asupra mediului,
- efectul asupra imaginii publice a organizației și
- cuantifică aspectele de mediu conform metodologiei de evaluare a impactului asupra mediului stabilită de către organizație.

Întrucât nu există reguli stricte și nici criterii obligatorii pentru evaluarea impacturilor, fiecare organizație își va stabili propriile sale reguli și criterii de evaluarea impactului. Chiar unor criterii identice, organizații diferite le pot acorda grade diferite de importanță.

Impactul asupra mediului al activităților din organizație este măsurat și monitorizat, iar eventualele neconformități identificate trebuie tratate conform procedurii “Acțiuni corective și preventive” stabilită la nivelul organizației [4].

3.3. Stabilirea aspectelor semnificative de mediu

În procesul de identificare aspecte de mediu și evaluarea impactului produs de acestea, se vor stabili care sunt aspectele de mediu semnificative pe care organizația le poate ține sub control și asupra cărora poate avea influență.

Identificarea aspectelor de mediu va fi făcută și în baza cerințelor legale și de reglementare în vigoare. Aceste informații se constituie ca date de intrare pentru elaborarea obiectivelor de mediu și a Programului de management de mediu.

Personalul responsabil pe linie de protecția mediului formează echipa care parcurge următoarele etape pentru identificarea aspectelor de mediu:

- a) Analizează procesul (tehnologic)/ serviciul/ activitatea, pe baza diagramei flux elaborate. Diagrama flux specifică: intrările, procesările materiilor prime, materialelor, utilităților și ieșirile subproceselor, calea urmată de subproduse și produsele care intră în mediul exterior.
- b) Pe baza acestor date se identifică aspectele de mediu benefice sau nocive, reale și/sau potențiale, directe și/ sau indirecte .
- c) Pentru fiecare aspect de mediu evidențiat se stabilește impactul asupra factorilor de mediu.
- d) Efectuează evaluarea impactului funcție de metoda de evaluare stabilită;
- e) Datele rezultate din analiza procesului/ serviciului / activității și evaluarea impactului se evidențiază în documentele: “Lista aspectelor de mediu” și “Evaluarea impactului aspectelor de mediu”.
- f) Aspectele de mediu sunt supuse unei selecții în ordinea următoare:
 - eliminarea aspectelor de mediu pe care societatea nu le poate controla și care nu au nici o influență;
 - reținerea aspectelor de mediu care au sau pot avea un impact semnificativ asupra mediului, enumerate în “Lista aspectelor semnificative de mediu”.

Aspectele semnificative de mediu se actualizează de câte ori este nevoie și se țin sub control.

3.4. Stabilirea obiectivelor generale și specifice de mediu

Pe baza aspectelor semnificative de mediu sunt stabilite obiectivele generale și specifice la nivelul societății.

Obiectivele generale și obiectivele specifice se elaborează în concordanță cu politica de mediu, prevederile legale și de reglementare, posibilitățile financiare, cerințele operaționale și punctele de vedere ale părților interesate.

Obiectivele generale și specifice sunt cuantificate, când este posibil și au stabilite termene de realizare, resurse alocate și responsabili. Acestea se analizează anual și sunt actualizate de câte ori este nevoie de aceleași funcții care le-au elaborat inițial.

Atingerea obiectivelor generale și specifice se realizează prin programe de management de mediu, care desemnează acțiunile, prioritățile, responsabilitățile, mijloacele și termenele de realizare.

4. CERTIFICAREA SMM

Certificarea de sistem este o procedură prin care se declară că un sistem de management adoptat de către o organizație este în conformitate cu referențialul ales, cum ar fi ISO 14001:2004, pentru SMM..

Evaluarea organismelor de certificare are în vedere respectarea unor cerințe minime cum ar fi:

- asigurarea independenței și imparțialității în relațiile directe și indirecte;
- disponibilitate de personal și echipamente;
- personal competent din punct de vedere tehnic pentru evaluare;
- asigurarea confidențialității și integrității;
- păstrarea secretului profesional.

Certificarea SMM presupune de regulă, parcurgerea câtorva etape principale: pregătirea auditului de certificare, examinarea documentelor; efectuarea auditului de certificare; raportarea auditului de certificare; acordarea certificatului și supravegherea respectării condițiilor certificării.

Fiecare organism de certificare trebuie să parcurgă procedura de acreditare pentru a fi recunoscut în ceea ce privește evaluarea conformității sistemului. Totodata, având în vedere faptul că recunoașterea, urmată de aprobarea organismelor recunoscute, respectiv desemnarea, urmată de notificarea acestora, sunt în sarcina autorităților publice competente, statul este în ultimă instanță responsabil de competența organismelor desemnate, respectiv notificate, în relația cu statele membre ale UE și Comisia Europeană [5].

Schema generală de certificare a unui SMM efectuată de către un organism de certificare este redată în figura 2 [5].

Certificarea de către organisme terțe, independente, având un prestigiu recunoscut, poate să reprezinte o dovadă a superiorității organizației față de concurenți, prin existența unui SMM eficient, capabil să asigure, în mod constant, crearea un cadru unitar bine structurat pentru gestionarea problemelor de mediu (monitorizare aspecte de mediu, gestionare deșeuri).

Pe de altă parte, un SMM certificat dă mai multă încredere conducerii organizației că impactul aspectelor semnificative de mediu identificate este redus prin stabilire de acțiuni corective și preventive. SMM îmbunătățește receptivitatea acestora față de problematica de mediu și contribuie la reducerea incidentelor de mediu prin înțelegerea corectă a legăturilor între procese și mediu, în favoarea rezultatelor de ansamblu ale organizației.

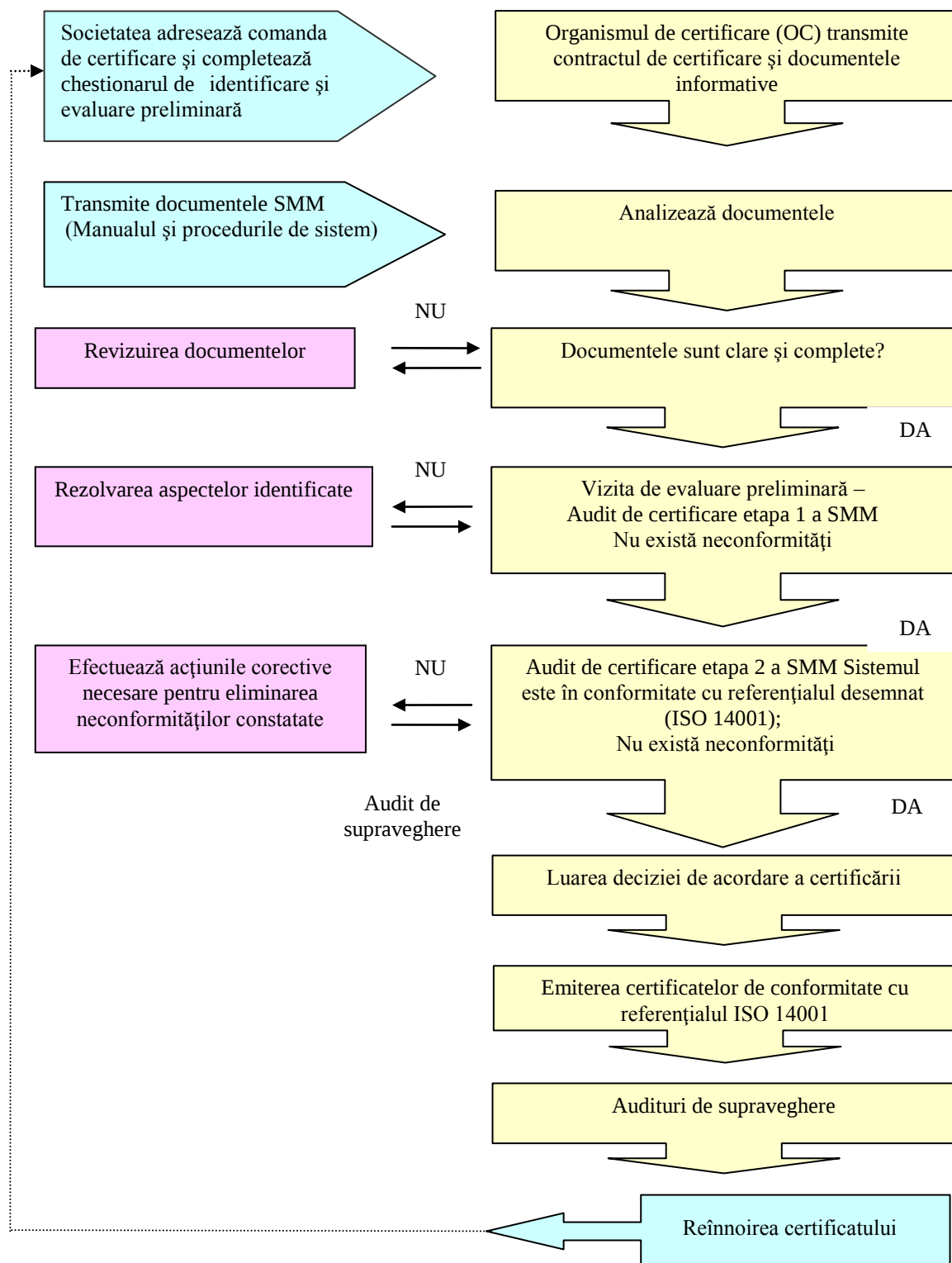


Figura 2. Schema generală de certificare a SMM

5. CONCLUZII

Adoptarea și implementarea tehnicilor de management al mediului în mod sistematic poate contribui la asigurarea unei direcții de evoluție care să satisfacă atât interesele omului, cât și cele ale naturii.

Pentru a îndeplini obiectivele de mediu, se intenționează ca SMM să încurajeze organizațiile pentru implementarea celor mai bune tehnici disponibile, în cazul în care este oportun și viabil din punct de vedere economic, și ținându-se cont de reducerea costului pentru aceste tehnici.

Din experiența organizațiilor care au implementat și certificat un SMM, s-a demonstrat că, pentru a dispune de un management performant sunt necesare eforturi vizând învingerea unor bariere generate de lipsuri organizatorice și de conștientizare internă și a publicului consumator privind importanța problemelor de mediu, de implicarea unor resurse umane semnificative pe perioade de timp relativ lungi, precum și executarea unor măsuri și acțiuni care depășesc nivelul conformității cu legislația de mediu și implică resurse financiare importante.

După certificare, trebuie asigurată respectarea condițiilor din referențialul stabilit, ceea ce presupune eforturi continue de perfecționare a tuturor proceselor din organizație, respectiv de evaluare periodică a impactului asociat aspectelor de mediu generate de organizație.

Aceste eforturi pot fi compensate și depășite de multiple avantaje conferite de implementarea și certificarea SMM, și anume:

- reducerea incidentelor de mediu prin înțelegerea corectă a legăturilor între procese și mediu;
- conformitatea mai rapidă cu legislația de mediu și îmbunătățirea relațiilor cu organisme de control și cu cele ce eliberează autorizații;
- economisirea de materii prime și energie, valorificarea deșeurilor;
- creșterea competitivității și atragerea investițiilor;
- abordare managerială unitară a diverselor informații legate de protecția mediului (prevenire/combatere poluare) provenind din toate sectoarele de activitate;
- evitarea unor costuri mari pe termen scurt, neplanificate (ex. pagube ca urmare a declanșării situațiilor de urgență);
- generarea încrederii în calitatea managementului organizației și îmbunătățirea imaginii pe plan local, național și internațional.

6. BIBLIOGRAFIE

1. ISO 14050:2009 – Management de mediu. Vocabular.
2. ISO 14001:2004 – Sisteme de management de mediu. Specificații și ghid de utilizare.
3. Cicerone Ionescu, C, Cum să construim și să implementăm un sistem de management de mediu în conformitate cu ISO 14001, Editura Economică, București, 2000.
4. Daniela Simona Moldovan, Cercetări privind sistemul de management intergat calitate mediu, Teză de doctorat, Universitatea Transilvania din Brașov, 2007.
5. Analiza impactului transpunerii sistemului calității din UE în România, a cadrului legal și a principalelor acțiuni întreprinse de autorități și de participanții din infrastructura calității privind importanța implementării standardelor române, Studiu, Asociația de Standardizare din România, București, 2005.

Energy efficiency of the sludge anaerobic digesters in the wastewater treatment plants

Doru Lucian Manea* și Dan Niculae Robescu**

* Global Innovation Solution, 18 Paris Street, Sector 1, 011816, Bucharest, Romania
(E-mail: manea_doru@yahoo.com)

** Department of Hydraulics, Hydraulic Machinery and Environmental Engineering, University Politehnica of Bucharest, 313 Splaiul Independentei, Sector 6, 060042, Bucharest, Romania
(E-mail: dan.robescu@upb.ro)

Rezumat

Este cunoscut faptul că digestia anaerobă (DA) a nămolului rezultat din stațiile de epurare a apelor uzate (SEAU) orășenești reprezintă o bună practică, în scopul de a produce biogaz cu un conținut ridicat de metan care să fie utilizat pentru creșterea eficienței energetice a SEAU, dar este, de asemenea, cunoscut faptul că DA este un proces energofag, mai ales în perioada rece a anului. Această lucrare își propune să demonstreze importanța studiului geometriei rezervorului de fermentare anaerobă și a poziționării conductelor de alimentare, evacuare și recirculare externă a nămolului, din punct de vedere al consumului de energie pentru producerea de biogaz.

Cuvinte cheie

Nămolul rezultat din ape uzate, biogaz, digester anaerobic, eficiență

1. INTRODUCTION

Wastewater treatment process with a view to discharge into the natural receivers or recirculation, leads to retention and formation of large quantities of sludge that includes both the impurities contained in the wastewater and the ones formed as a result of the treatment processes [Pan et al. 2011]. Sludge fermentation is carried out for further processing or storage and can be achieved by anaerobic or aerobic processes [Semblante et al. 2014, Ge et al. 2013] - the first being the most commonly used treatment plants. In the fermentation process the organic material is mineralized, and changes the structure of the colloidal slurry. The digested sludge can be dewatered more easily with lower cost than the raw sludge. Biogas resulting from the anaerobic degradation of organic matter has the main advantage can be exploited due to the presence of methane (CH₄). The concentration of methane content in biogas varies from 30 to 70%, depending on the characteristics of the sludge resulting from the WWTP [Dumont et al. 2013]. Biogas composition also varies, depending on the substrate and the type of fermentation used. Anaerobic digestion provides the possibility of obtaining renewable energy from the wastewater treatment resulted sludge. In addition to being a renewable energy source, AD facilities have other positive effects such as strengthening closed-loop recycling management system, reducing emissions from non-stabilized sludge storage and producing a valuable organic fertilizer. Currently it is used a percentage of less than 1% of the potential benefits of anaerobic fermentation. Countries such as Denmark, Germany, Austria and Sweden, promote policy measures to support biogas production from organic waste. Anaerobic digestion is one of the most promising processes for providing sustainable and green energy for the future, through biogas.

2. ANAEROBIC DIGESTION

The technology for producing biogas from organic matter and the stabilization of sludge is to develop special conditions [Schlüter et al. 2008], undertaken in fermentation reactors (methane tanks), of mixed populations of microorganisms consisting mainly of strictly anaerobic bacteria. Factors influencing the AD process are of two main categories: physico-chemical characteristics of the sludge to be digested [Bochmann and Montgomery 2013, ZHAO et al. 2013, Raich-Montiu et al. 2014], the design [Erep et al. 2013, Song et al. 2014, Igoni et al. 2008] and the operating conditions of the fermentation facilities (methane tank geometry, pipe inlet and outlet system, sludge temperature, heating system type, recirculation system, homogenization efficiency, fermentation time) [Manea et al. 2011, Craig et al. 2013].

Temperature has a complex influence on the process of anaerobic fermentation of organic substances. Thus, in addition to affecting the rate of the enzymatic reaction as a result of temperature variations, it also produces bacteria structural changes and there are also changes occurring in the environment from the anaerobic digester. The growth rate of methanogens and, therefore, production of biogas, depends on the temperature in the digester. Although the production of biogas is possible in the temperature range of 0 to 60 °C, the methane content is very low if the AD temperature is below 20 °C (and particularly less than 6 °C) or above 55 °C.

Thermophilic fermentation, where temperature is around 55 °C, although it has some advantages like reducing the fermentation time and hence the volume of facilities, however, is rarely used as it involves additional heat consumption (especially in winter) and crust forming inside the anaerobic digester. Anaerobic cryophilic fermentation (without heating, at ambient temperature) is also very rarely used, because of the large volumes needed due to the long retention time.

In practice, it is widely applied mesophilic fermentation, with temperatures ranging from 32 to 35 °C, in which case the average primary fermentation retention time is at least 12 days at a temperature of 35 °C $\pm$ 3 °C, or at least 20 days at a temperature of 25 °C $\pm$ 3 °C, followed in each case by a second stage, to provide an average retention time of at least 14 days. Anaerobic digestion of sludge from municipal WWTPs, in practice, is in the mesophilic domain. Sudden changes in temperature value of the sludge adversely affect the microbiological activity in the anaerobic digester and if these variations are too high or lasts a long time, biogas production may stop completely. Such situations occur more frequently during cold season.

Microorganisms participating in the sludge stabilisation and especially the methanogens are very sensitive [Oh and Martin 2014, Liu et al 2012] even to small variations in temperature of just 2 °C, which highlights the fact that reaching optimum temperature and keeping it constant represents important factors of the AD process. The heating of the AD tanks is an important feature of the anaerobic sludge stabilization [Kundu et al. 2014]. Maintaining the temperature constant within $\pm$ 1 °C above or below the designed temperature improves the stability of the process by preventing thermal shock.

3. MODELLING AND SIMULATION

For modelling and simulation of thermal and hydrodynamic processes in the anaerobic digestion tank, was considered a geometry that respects the size of an anaerobic fermenter of sludge, located in a WWTP in Romania.



Figure 1 – WWTP anaerobic digesters studied

Methane tank bottom slab has the shape of a truncated cone with the large base to top, methane tank dome is in the shape of a truncated cone with the greater base bottom, and the vertical wall is in the form of a cylinder. The total height of the tank is 20 m, and the sludge volume inside of it is 3400 cubic meters. Because a so large volume of sludge is difficult to maintain at a constant temperature, with no variations, the sludge recirculation pipe was placed inside the methane tank, which aims proper mixing of the sludge in all methane tank volume for smooth biological processes, both through uniform distribution of the methanogenic bacteria, and through maintaining an optimum temperature of 37 °C throughout the volume. In order to simplify the model, the central tube was excluded from the volume, while maintaining the influences it produces in the volume of the digester at both the entry and the exit of the central tube. Was calculated amount of heat necessary to cover losses through the wall, slab and dome, considering the average outdoor air temperature in the area where the treatment plant is located.

For modeling and simulation has been used computerized fluid mechanics (CFD), with tetrahedral mesh elements, as it can be seen in figure number 2.

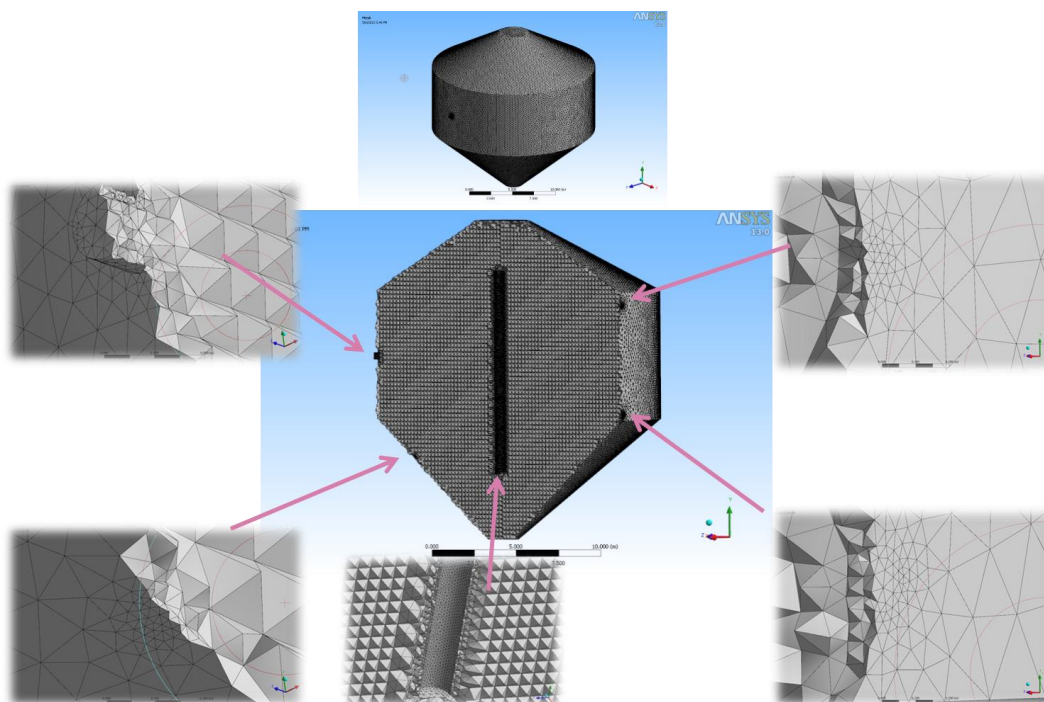


Figure 2 – Anaerobic digester mesh details and tetrahedral elements used for integration in first case

In the first simulation case, all the inflows and outflows (fresh sludge inlet, digested sludge outlet, outflow to be heated and heated inflow) and the geometry of the methane tank was kept the same of the real digester. In this case it can be seen that the temperature inside the methane tank sludge lies around 33.1 °C (Figure 3).

It can also be seen from Figure 3 that an important amount of fresh sludge, just after entering the anaerobic digester, it is flushed out, and all the organic substances goes out with it, losing an important feed for the bacteria inside the methane tank.

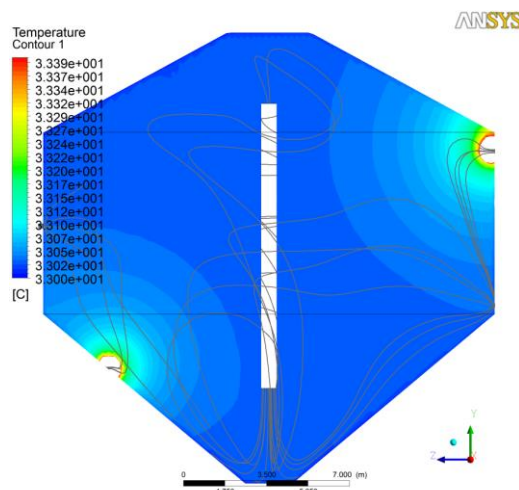


Figure 3 – Temperature contours inside the anaerobic digester in the first simulation case

For the second numerical simulation case, the geometry and mesh implicitly were altered, just by moving the inflow pipe of fresh sludge as it can be seen in Figure 4.

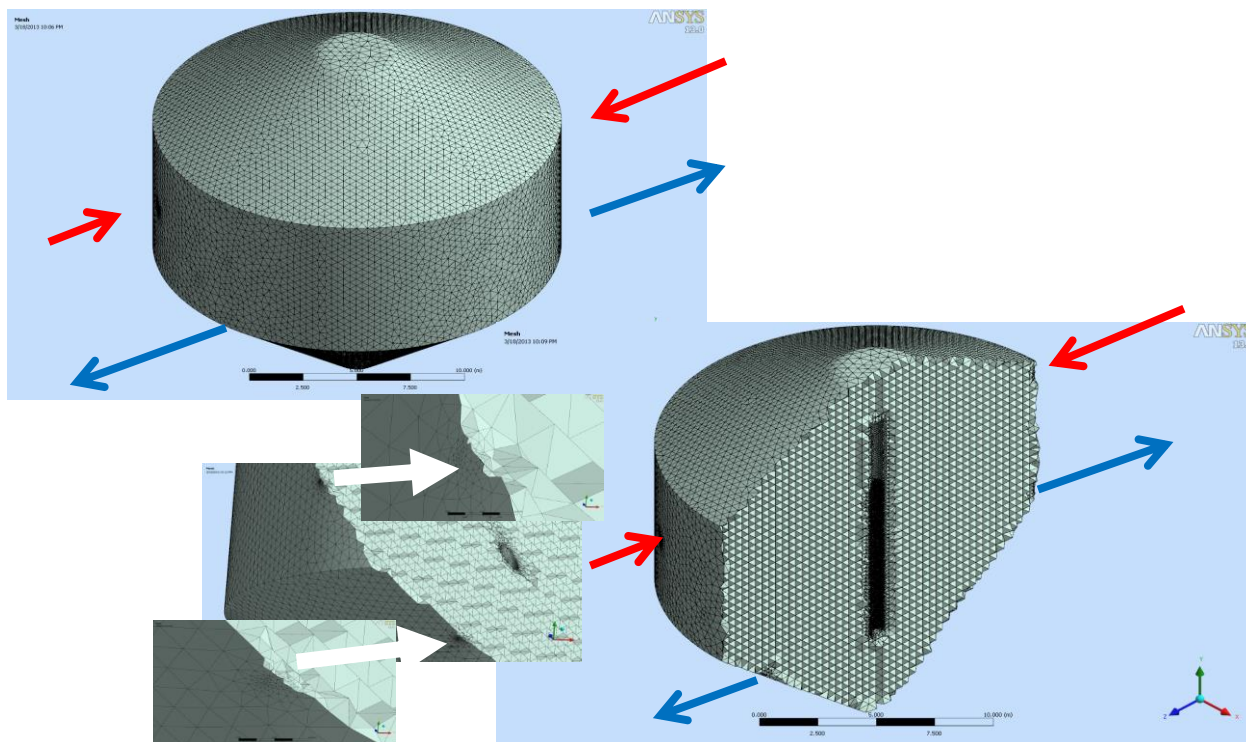


Figure 4 – Anaerobic digester mesh details and tetrahedral elements used for integration in the second case

As a result of the second case it can be seen that the temperature of the sludge inside the methane tank stands around 34.1 °C (Figure 5).

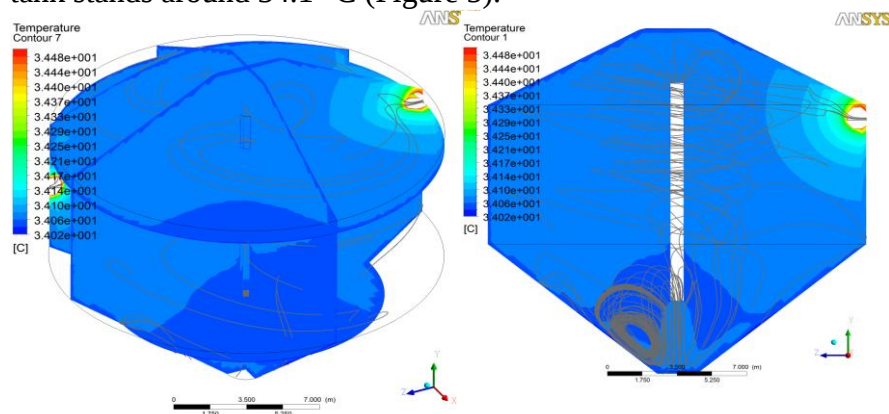


Figure 5 – Temperature contours inside the anaerobic digester in the second simulation case

4. CONCLUSIONS

The result revealed that in the studied case, it is possible to obtain a temperature increase of at least 1 °C for the sludge inside the anaerobic digester, without adding any extra energy. The simulations showed that rising the temperature with 1 °C is possible just by studying the position of inflow and outflow pipes, related to the body of the methane tank. Also, as a secondary effect of moving the pipe position, it can be seen that the fresh sludge flow exiting the anaerobic digester is not so strong in the second simulation case.

Studies should be conducted in each case of a WWTP with methane tanks, also based on modelling and simulation, in order to find out the most energy efficient geometry and configuration in each particular case.

5. BIBLIOGRAPHY

1. Zhi-hui Pan, Jia-yu Tian, Guo-ren Xu, Jun-jing Li, Gui-bai Li, Characteristics of adsorbents made from biological, chemical and hybrid sludges and their effect on organics removal in wastewater treatment, *Water Research*, Volume 45, Issue 2, January 2011, Pages 819-827, ISSN 0043-1354
2. Galilee U. Semblante, Faisal I. Hai, Huu H. Ngo, Wenshan Guo, Sheng-Jie You, William E. Price, Long D. Nghiem, Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: Performance, mechanisms, and implications, *Bioresource Technology*, Volume 155, March 2014, Pages 395-409, ISSN 0960-8524
3. Huoqing Ge, Damien J. Batstone, Jurg Keller, Operating aerobic wastewater treatment at very short sludge ages enables treatment and energy recovery through anaerobic sludge digestion, *Water Research*, Volume 47, Issue 17, 1 November 2013, Pages 6546-6557, ISSN 0043-1354
4. N.L. Mathieu Dumont, Luchien Luning, Ismail Yildiz and Klaas Koop, 11 - Methane emissions in biogas production, In *Woodhead Publishing Series in Energy*, edited by Arthur Wellinger, Jerry Murphy and David Baxter, Woodhead Publishing, 2013, Pages 248-266, *The Biogas Handbook*, ISBN 9780857094988
5. Andreas Schlüter, Thomas Bekel, Naryttza N. Diaz, Michael Dondrup, Rudolf Eichenlaub, Karl-Heinz Gartemann, Irene Krahn, Lutz Krause, Holger Krömeke, Olaf Kruse, Jan H. Mussnug, Heiko Neuweiger, Karsten Niehaus, Alfred Pühler, Kai J. Runte, Rafael Szczepanowski, Andreas Tauch, Alexandra Tilker, Prisca Viehöver, Alexander Goesmann, *The metagenome of a biogas-*

producing microbial community of a production-scale biogas plant fermenter analysed by the 454-pyrosequencing technology, *Journal of Biotechnology*, Volume 136, Issues 1–2, 31 August 2008, Pages 77-90, ISSN 0168-1656

6. Günther Bochmann and Lucy F.R. Montgomery, 4 - Storage and pre-treatment of substrates for biogas production, In *Woodhead Publishing Series in Energy*, edited by Arthur Wellinger, Jerry Murphy and David Baxter, Woodhead Publishing, 2013, Pages 85-103, *The Biogas Handbook*, ISBN 9780857094988

7. Hong-yan ZHAO, Jie LI, Jing-jing LIU, Yu-cai LÜ, Xiao-fen WANG, Zong-jun CUI, Microbial Community Dynamics During Biogas Slurry and Cow Manure Compost, *Journal of Integrative Agriculture*, Volume 12, Issue 6, June 2013, Pages 1087-1097, ISSN 2095-3119

8. J. Raich-Montiu, C. Ribas-Font, N. de Arespacochaga, E. Roig-Torres, F. Broto-Puig, M. Crest, L. Bouchy, J.L. Cortina, Analytical methodology for sampling and analysing eight siloxanes and trimethylsilanol in biogas from different wastewater treatment plants in Europe, *Analytica Chimica Acta*, Volume 812, 17 February 2014, Pages 83-91, ISSN 0003-2670

9. Erep S.A. Nathalie Bachmann, 8 - Design and engineering of biogas plants, In *Woodhead Publishing Series in Energy*, edited by Arthur Wellinger, Jerry Murphy and David Baxter, Woodhead Publishing, 2013, Pages 191-211, *The Biogas Handbook*, ISBN 9780857094988

10. Zilin Song, Chao Zhang, Gaihe Yang, Yongzhong Feng, Guangxin Ren, Xinhui Han, Comparison of biogas development from households and medium and large-scale biogas plants in rural China, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 33, May 2014, Pages 204-213, ISSN 1364-0321

11. A. Hilkih Igoni, M.J. Ayotamuno, C.L. Eze, S.O.T. Ogaji, S.D. Probert, Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste, *Applied Energy*, Volume 85, Issue 6, June 2008, Pages 430-438, ISSN 0306-2619

12. Elena Manea, Presură A., Manea D., Robescu D., Simulation of sludge flow through the anaerobic digester of Constanta South wastewater treatment plan, *ECOTERRA Journal of Environmental Research and Protection* 28, pp. 101-106, 2011

13. K.J. Craig, M.N. Nieuwoudt, L.J. Niemand, CFD simulation of anaerobic digester with variable sewage sludge rheology, *Water Research*, Volume 47, Issue 13, 1 September 2013, Pages 4485-4497, ISSN 0043-1354

14. Sung T. Oh, Alastair D. Martin, Glucose contents in anaerobic ethanol stillage digestion manipulate thermodynamic driving force in between hydrogenophilic and acetoclastic methanogens, *Chemical Engineering Journal*, Volume 243, 1 May 2014, Pages 526-536, ISSN 1385-8947

15. Yuchen Liu, Laura L. Beer, William B. Whitman, Methanogens: a window into ancient sulfur metabolism, *Trends in Microbiology*, Volume 20, Issue 5, May 2012, Pages 251-258, ISSN 0966-842X

16. K. Kundu, I. Bergmann, M. Klocke, S. Sharma, T.R. Sreekrishnan, Impact of abrupt temperature increase on the performance of an anaerobic hybrid bioreactor and its intrinsic microbial community, *Bioresource Technology*, Available online 30 January 2014, ISSN 0960-8524

From wastewater treatment to energy

Radu Kuncser*, Maria Paraschiv** și Mohand Tazerout***

*Global Innovation Solution, 18 Paris Street, 011816 Bucharest, Romania

(E-mail: radu.kuncser@global-innovation.com.ro)

**National Institute of Research and Development for Biological Sciences, 296 Splaiul Independentei, 060031 Bucharest, Romania

***Ecole des Mines de Nantes, 4, Rue Alfred Kastler, 44300, Nantes, CEDEX 3 France

Rezumat

Sistemele de cogenerare cresc eficiența energetică. De asemenea este scăzut consumul de combustibil primar reducând în același timp poluarea, comparativ cu producerea separată a electricității și caldurii. Emisiile produse de apele uzate sunt foarte poluante dar le putem diminua efectul lor asupra mediului utilizând biogazul ca și carburant. În studiul nostru vom considera o stație de tratare a apelor uzate care este deja echipată cu digester. Cererea de căldură este asigurată de un boiler care funcționează cu biogaz. Scopul acestei lucrări este de studiu posibilității înlocuirii boilerului existent cu un sistem de cogenerare.

Cuvinte cheie

Apă uzată, biogaz, micro-CHP, energie regenerabilă, digestie anaerobă

1. INTRODUCTION

The problem of wastewater urban sludge is bigger and bigger each year. After the wastewater treatment, we obtain two types of sludge: primary sludge which come from the primary treatment, and activated sludge which comes from the secondary treatment.

There are a lot of processes existing to treat this sludge and one of these solutions is the anaerobic digestion. This solution has two main advantages: on one hand the quantity of solid sludge is reduced by 50%, and on the other hand, a gas which contains more than 50% of methane is produced. The major applications of anaerobic digestion are in the stabilization of concentrated sludge produced by the treatment of municipal and industrial waste water. Great progress has been made in the fundamental understanding and control of the process, the sizing of tanks, and the equipment design and application.

Because of the emphasis on energy conservation and recovery and the desirability of obtaining beneficial use of wastewater biosolids, anaerobic digestion continues to be the dominant process for stabilizing sludge. Furthermore, anaerobic digestion of municipal wastewater sludge can, in many cases, produce sufficient digester gas to meet most of the energy needs for plant operation.

2. PLANT DESIGN

In our study, we consider a wastewater treatment plant which is already equipped with an anaerobic digester. The heat demand of the plant is supply by a boiler which works with the biogas produced by the digester. The goal is to study the possibility of replace the existing boiler by a cogeneration system.

2.1. Digester design [1]

We first have to calculate the daily sludge volume.

$$Q = \frac{M_s}{\rho_w S_{sl} P_s} \quad (1)$$

Where Q = daily sludge volume, $m^3 \cdot day^{-1}$

M_s = mass of dry solids, $kg \cdot day^{-1}$

ρ_w = specific weight of water, $kg \cdot m^{-3}$

S_{sl} = specific gravity of the sludge

P_s = percent solids expressed as a decimal

According to the following expression:

$$\tau = \frac{V}{Q} \quad (2)$$

where V is the digester volume, $[m^3]$, and τ is the hydraulic retention time, [day], we can calculate V.

2.2. Biogas production

To determine the biogas production, firstly the quantity of methane has to be calculated.

$$V_{CH_4} = 0,4 \cdot [(S_0 - S) - 1,42 \cdot P_x] \quad (3)$$

where V_{CH_4} = volume of methane produced at standard conditions ($0^\circ C$ and 1 atm), $m^3 \cdot day^{-1}$.

0.4 = theoretical conversion factor for the amount of methane produced, $m^3 \cdot kg^{-1}$

S_0 = mass of organic compounds in influent, $kg \cdot day^{-1}$

S = mass of organic compounds in effluent, $kg \cdot day^{-1}$

P_x = quantity of volatile solids produced, $kg \cdot day^{-1}$

$$P_x = \frac{Y \cdot (S_0 - S)}{1 + k_d \cdot SRT} \quad (3)$$

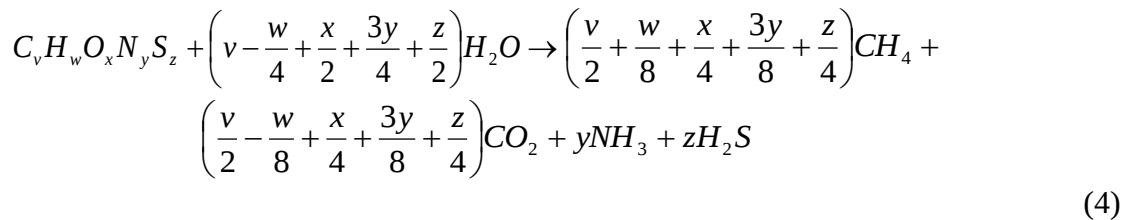
where

Y= the yield coefficient

k_d = the endogenous coefficient, day^{-1}

SRT= solid retention time, day

When the sludge composition is known, the following relation can be used to estimate the composition of the biogas generated under anaerobic conditions:



so, the biogas production (d_i , $[m^3 \cdot h^{-1}]$) is:

$$d_i = \frac{V_{CH_4}}{\%CH_4} \quad (5)$$

2.3. Engine design

2.3.1. Reference solution

In this solution, the plant is equipped with an existing boiler.

The electrical requirement (E , [$\text{kWh} \cdot \text{day}^{-1}$]) for the digesters:

$$E = d_{ww} \cdot e \quad (6)$$

where:

d_{ww} = the wastewater flow, [$\text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$]

e = the specific electricity necessary for the treatment, [$\text{kWh} \cdot \text{m}^{-3}$]

The heat requirement (Q , [$\text{kWh} \cdot \text{day}^{-1}$]) for the digesters is :

$$Q = d_{CH_4} \cdot q_{dig} \cdot 24 \quad (7)$$

where :

d_{CH_4} = the methane flow, [m^3]

q_{dig} = the specific thermal necessary for the treatment , [$\text{kWh} \cdot \text{m}^{-3}$]

The energy produced by the sludge each day (B , [$\text{kWh} \cdot \text{day}^{-1}$])) is:

$$B = d_i \cdot LHV_b \cdot 24 \quad (8)$$

where: LHV_b = is the biogas LHV, [$\text{kWh} \cdot \text{m}^3$]

These data represent the current state of the gas treatment. We are going to study the technical and economical impact after addition of cogeneration engines: by using the biogas to produce the entire heat required and a part of the electricity needs.

2.3.2. Cogeneration solution[2]

First, we calculate the electricity produced by cogeneration.

We use the following expression:

$$P_{cogen} = \frac{B}{24} \cdot \eta_{el} \quad (9)$$

where:

P_{cogen} =electric power from cogeneration, [kW]

η_{el} = electric efficiency

and then the electricity necessary that we have to buy (E_{bought} , [$\text{kWh} \cdot \text{day}^{-1}$])

$$E_{bought} = E - P_{cogen} \cdot 24 \quad (10)$$

3. RESULTS

3.1. Biogas production

In this study, we have to treat $150.000 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ of wastewater. It is assumed that the quantity of solids removed is 0.15 kg/m^3 .

Table I. Calculation of digester volume

	M.U.	Value
ρ_w	kg/m^3	1,000
S_{sl}	-	1.02
P_s	%	5
τ	day	10
M_s	kg/day	22.500
Q	m^3/day	441
V	m^3	4,410

For our study, the necessary digester volume is $4,410 \text{ m}^3$. We have decided to use four digesters of $1,500 \text{ m}^3$ each, so that we have a total capacity of $6,000 \text{ m}^3$, volume which will cover the biogas storage and some days with an increased sludge flow.

Table II. Calculation of methane flow

	M.U.	Value
OCR*	kg/m^3	0.14
Y	-	0.08
Ef**	%	70
k_d	day^{-1}	0.03
SRT	day	10
S_0	kg/day	21,000
S	kg/day	6,300
P_x	m^3	4,410
V_{ch4}	m^3/day	5,366

* = organic compound removed

** = efficiency of solids conversion

The characteristics of this sludge have been calculated from average data for France and Switzerland.

Table III. Elemental analysis of sludge

C (%DM)	51.6
H (%DM)	7.3
O (%DM)	32.5
N (%DM)	7.1
S (%DM)	1.5

%DM=the percentage of components reported at dry matter

The composition of the biogas produced it is shown in Table IV. Once this proportion will be known, we will be able to estimate the biogas flow produced.

Table IV. Biogas composition

CH ₄ (%)	60.8
CO ₂ (%)	32.7
NH ₃ (%)	6.2
H ₂ S (%)	0.3

Table V. Biogas flow and energy production

	M.U.	Value
d_i	$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$	368.42
LHV _b	$\text{kWh} \cdot \text{m}^{-3}$	6.384
B	$\text{kWh} \cdot \text{day}^{-1}$	56450

3.2. Heat engine design [3]

Assumptions:

a) the specific energy (q_{dig}) needed for the anaerobic digestion process is $2 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3} \text{ CH}_4$;

- b) the specific electricity (e) necessary for the treatment per cubic meter of wastewater is 0.2858 kWh.
 c) the specific cost of the maintenance is 0.004 €/kWe, and that the cost of electrical energy (from the power system) is 0.06 €/kWe.
 d) the specific investment for the engine is 1000 €/kWe
 e) the specific investment for filter is 72 €/m³.h
 f) the engine works during 314 day·year⁻¹, that the specific cost of maintenance is 0.0016 €/kWe.

The electrical and thermal requirement for the *plant* is $E = 4.287 \cdot 10^4$ kWh·day⁻¹, $Q = 1.075 \cdot 10^4$ kWh·day⁻¹, so for the reference solution we obtain a power of 450kWt.

After the calculus, we obtain the value of the electrical power in cogeneration, which is 905.52 kWe.

In order to use this power different catalogues were consulted, and Deutz manufacturer was chosen [4].

In Table VI are presented the technical data of the considered engines.

Table VI. Technical data sheet

	One engine	Two engines	Three engines
Type of engine	Deutz TBG 620 V12 K	Deutz TBG 616 V12 K	Deutz TBG 616 V8 K
Electrical Power (kWe)	944	469	323
Heat Power (kWt)	1060	545	362.9
Efficiency (η_{el})	0.358	0.380	0.354

The economical results are presented in Table VII.

Table VII. Economical results

	One engine	Two engines	Three engines
Electricity bill (€/year)	$2.206 \cdot 10^4$	$2.08 \cdot 10^4$	$2.146 \cdot 10^4$
Investment (€)	$9.71 \cdot 10^5$	$1.191 \cdot 10^6$	$1.383 \cdot 10^6$
Cost (€/year)	$3.344 \cdot 10^4$	$3.344 \cdot 10^4$	$5.01 \cdot 10^4$
Time of recovering (year)	0.971	1.209	1.42

4. DISCUSSIONS

What is the best solution between the three ones? It is not as simple to answer because there is not a big difference in the payback time.

First if we take only economic consideration and the space need to install such a system, the solution with one engine seems to be the best.

But our model did not take into account neither eventual penalties due to bad functioning of the engines, or the functioning time of the engines. Indeed, if we think about the penalties and the functioning time, the solution with two and three engines become interesting, because the probability of having all our engines down is close to zero. So we could increase the working time of the engines. However the time functioning of the engines has not a huge influence on the payback time.

Regarding all drawbacks and advantages of each solution, and if we assume that penalties are taken into account, we advocate the solution with two engines because it has the best compromise between price and functioning time.

5. BIBLIOGRAPHY

1. Metcalf & Eddy, Wastewater engineering, Treatment and Reuse, International Edition
2. Bitir-Istrate & Mincuic, Biogas valorisation for producing electrical and thermal energy, Ed. Cartea Universitara, Bucharest, 2003
3. Athanasovici, Utilisation of heat in industry, edition: Technica, Bucuresti 1995
4. www.deutz.com
5. ENERGIE PLUS, N° 257, 15 Decembrie 2000, Valorisation du biogaz
6. GENSKE, D. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Description générale de la STEP Au-Bruggen (St-Gall) www.epfl.ch/GS/genie_san/res_wa/klaus/chapitre2.html
7. MUNSTER, E., Biogas – Danish Experiences
8. ZUPANCIC, Gregor-Drago ; Biogaz Energy from Waste Water ; School of environmental sciences, NOVA GORICA : www.ses-ng.si/public/zgdseminar.hdm
9. BITIR I., TAZEROUT M. și LE CORRE O., Bilans énergétiques et environnementaux de l'utilisation en cogénération du biogaz issu par le traitement des eaux usées urbaines

INDEX DE AUTORI

Adrian Gasman	
Tehnologie pentru apa de ploaie – acoperișul verde	72
Amira Valentina Gogoanță	
Combinând procesul de oxidare avansat cu tratament biologic pentru a reduce costurile și de a crește eficiența în epurare a apelor reziduale	108
Ana-Maria Ghituica	
Amprenta de apă la stația de tratare a apei municipale	115
Ancuta Elena Nichifor	
Tehnologie pentru apa de ploaie – acoperișul verde	72
Andreea Mănescu	
Aspecte privind monitorizarea și transportul de poluanți în apele de suprafață	140
Cristian Tsakiris	
Municipal ecological waste removal study by considering physical model computations	34
Cristiana Cosma	
Posibilități de degradare avansată a micropoluanților organici din efluenți urbani	122
Cristina Hora	
Study on the operation optimization of a treatment plant that is treating the waste waters resulting from electroplating processes	156
Dan Aureliu Sbarcea	
Combinând procesul de oxidare avansat cu tratament biologic pentru a reduce costurile și de a crește eficiența în epurare a apelor reziduale	108
Dan Nicolae Robescu	
Compararea diferitelor sisteme de dispersie a aerului prin cercetări experimentale	3
Modelarea matematică a epurării în regim anaerob a apelor uzate	14
Combinând procesul de oxidare avansat cu tratament biologic pentru a reduce costurile și de a crește eficiența în epurare a apelor reziduale	108

Energy efficiency of the sludge anaerobic digesters in the wastewater treatment plants	174
Dan Stănescu Mediul de dezvoltare IGSS pentru aplicații SCADA. Particularizare pentru stațiile de epurare ape uzate	130
Daniela Ignat Elaborarea tehnologiei de pre-epurare a unor ape reziduale din industria textilă. Studiu de caz	77
Daniela Simona Moldovan Implementarea și certificarea sistemului de management de mediu conform ISO 14001:2004	163
Daniela Solomonean The quality of drinking water in the water supply network of Satu Mare city	61
Dănuțiu Stegorean The quality of drinking water in the water supply network of Satu Mare city	61
Doru Lucian Manea Energy efficiency of the sludge anaerobic digesters in the wastewater treatment plants	174
Dumitru Vâju Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz	46
Elaborarea tehnologiei de pre-epurare a unor ape reziduale din industria textilă. Studiu de caz	77
Elena Manea Obținerea combustibililor alternativi din epurarea apelor uzate	97
Emil Gligor Study on the operation optimization of a treatment plant that is treating the waste waters resulting from electroplating processes	156
Florian Grigore Rădulescu Concepte privind sanitația în mediul rural, aplicate la condițiile specifice României	148
Florin Dan Study on the operation optimization of a treatment plant that is treating the waste waters resulting from electroplating processes	156

Florin Rotaru		
Soluții SCADA pentru gestionarea eficientă a sistemelor de alimentare cu apă		87
Gabriela Băisan		
Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz		46
George Lucian Ionescu		
Study on the operation optimization of a treatment plant that is treating the waste waters resulting from electroplating processes		156
Giuliano Tevi		
Concepte privind sanitația în mediul rural, aplicate la condițiile specifice României		148
Grigore Vlad		
Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz		46
Ines Nitoi		
Posibilități de degradare avansată a micropoluanților organici din efluenți urbani		122
Ionuț Dobrogeanu		
Tehnologie pentru apa de ploaie – acoperișul verde		72
Irina Pincovski		
Aerarea apelor uzate din lacuri, iazuri și bazine folosind energia solară fotovoltaică		25
Iuliana Rogoveanu Radosavlevici		
Modelarea matematică a epurării în regim anaerob a apelor uzate		14
Ivan Pauliuc		
The quality of drinking water in the water supply network of Satu Mare city		61
Jana Petre		
Posibilități de degradare avansată a micropoluanților organici din efluenți urbani		122
Janel Arhip		
Mediul de dezvoltare IGSS pentru aplicații SCADA. Particularizare pentru stațiile de epurare ape uzate		130
Lăcrămioara Diana Robescu		
Obținerea combustibililor alternativi din epurarea apelor uzate		97

Lucian Constantin		
Posibilități de degradare avansată a micropoluantilor organici din efluenți urbani		122
Maria Paraschiv		
From wastewater treatment to energy		180
Marinela Neculau		
Aspecte privind monitorizarea și transportul de poluanți în apele de suprafață		140
Mihaela Hetvary		
Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz		46
Mihaela Vasilescu		
Concepte privind sanitația în mediul rural, aplicate la condițiile specifice României		148
Mihai Cristian Necșoiu		
Compararea diferitelor sisteme de dispersie a aerului prin cercetări experimentale		3
Mihai David		
Aerarea – metoda de flotație cu aer dizolvat		42
Mihail Luca		
Aspecte privind monitorizarea și transportul de poluanți în apele de suprafață		140
Mircea Crăciun		
Elaborarea tehnologiei de pre-epurare a unor ape reziduale din industria textilă. Studiu de caz		77
Mohand Tazerout		
From wastewater treatment to energy		180
Neculai Pascanu		
Aerarea – metoda de flotație cu aer dizolvat		42
Oana Arieșan		
The quality of drinking water in the water supply network of Satu Mare city		61
Pînzaru V. P.		
Implementarea și certificarea sistemului de management de mediu conform ISO 14001:2004		163

Radu Kuncser		
From wastewater treatment to energy		180
Sabina Elena Gheorghe		
Amprenta de apă la stația de tratare a apei municipale		115
Sanda Budea		
Aerarea apelor uzate din lacuri, iazuri și bazine folosind energia solară fotovoltaică		25
Sergiu Rusu		
Implementarea și certificarea sistemului de management de mediu conform ISO 14001:2004		163
Sorin Claudiu Ulinici		
Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz		46
Thomas Dippong		
The quality of drinking water in the water supply network of Satu Mare city		61
Ungureanu V.		
Implementarea și certificarea sistemului de management de mediu conform ISO 14001:2004		163
Varvari Sever		
Module automate de potabilizare a apei utilizând procese de oxidare avansată și biofiltrare (bariere multiple) – studii de caz		46
Vasile Ciuban		
Elaborarea tehnologiei de pre-epurare a unor ape reziduale din industria textilă. Studiu de caz		77
Vasile Iancu		
Posibilități de degradare avansată a micropoluantilor organici din efluenți urbani		122
Vladimir Rojanschi		
Municipal ecological waste removal study by considering physical model computations		34
	Concepte privind sanitația în mediul rural, aplicate la condițiile specifice României	148

Conferința Tehnico-Științifică
Performanța în serviciile de apă-canal
