

Vplyv rekonštrukcie čistiarne odpadových vôd na životné prostredie

Bc. Jarmila Brveníková

Diplomová práca
2007



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

nascannované zadání s. 1

nascannované zadání s. 2

ABSTRAKT

Cieľom tejto práce je priblížiť sa k spôsobu čistenia vôd na Čistiarni odpadových vôd v Považskej Bystrici a porovnať výsledky pred a po rekonštrukcii čistiarne. Teoretická časť práce vysvetľuje rôzne spôsoby spracovania a čistenia odpadových vôd. Praktická časť je zameraná na výskum, kde autor nás zoznamujeme s výsledkami výskumu a používanými normami ČOV v Považskej Bystrici. Ďalej autor tejto práce porovnáva výsledky výskumu z roku 1999 a 2007.

Kľúčové slova: čistiareň odpadových vôd, mikroskopický rozbor, biologický stupeň, mechanický stupeň, fosfor, dusík, kyslík.

ABSTRACT

The aim of this dissertation deal with different ways of cleaning water in wastewater cleaner's in Považská Bystrica and comparison between results before and after the reconstruction of the wastewater cleaner's. The theoretical part explains different way of processing and cleaning wastewater. The practical part deals with research, where author introduces the results of the research and standards of ČOV used in Považská Bystrica. The author of this work compare the research results from 1999 and 2007.

Keywords: wastewater cleaner's, water cleaner 's, microscopically analysis, biological stage, mechanic stage, phosphorus, nitrogen, oxygen

Ďakujem mojej vedúcej Ing. Daniele Vaškovéj a môjmu konzultantovi Ing. Josefovi Houserovi, za odborné vedenie, poskytnuté rady a čas, ktorý mi venovali pri spracovaní mojej práce. Ďakujem aj vedúcemu ČOV v Považskej Bystrici Jurajovi Lovíškovi, za jeho pomoc a poskytnuté parametre, ktoré mi pomohli pri spracovaní tejto diplomovej práce.

Súhlasím s tým, že s mojou diplomovou prácou môže byť naložené podľa uváženia vedúceho diplomovej práce a riaditeľa ústavu.

Prehlasujem, že som na celej diplomovej práci pracovala samostatne a použitú literatúru som citovala.

V Zlíne 25.5. 2007

Bc. Jarmila Brveníková

OBSAH

ÚVOD	9
I TEORETICKÁ ČÁST	10
1 ZÁKLADNÉ PROCESY V TECHNOLOGII ÚPRAVY VODY A ČISTENIA ODPADOVÝCH VÔD	11
1.1 MECHANICKÝ STUPEŇ ČISTENIA.....	12
1.1.1 Odľahčovacia komora.....	12
1.1.2 Lapák štrku.....	13
1.1.3 Hrubé predčistenie.....	13
1.1.4 Prevzdušňovaný lapák piesku a separátor piesku.....	14
1.1.5 Usadzovacie nádrže.....	15
1.1.6 Dažďová nádrž.....	17
1.2 BIOLOGICKÝ STUPEŇ ČISTENIA.....	18
1.2.1 Anaeróbne čistenie.....	18
1.2.2 Aerobné čistenie.....	19
1.2.2.1 Jednorazový (diskontinuálny) systém.....	20
1.2.2.2 Semikontinuálny systém (SBR – Sequential Batch Reactors).....	21
1.2.2.3 Kontinuálny systém s postupným tokom.....	21
1.2.2.4 Kontinuálny systém s ideálnym miešaním (zmesovacia aktivácia).....	21
1.3 ODSTRÁNENIE DUSÍKU.....	21
1.3.1 Biologická Nitrifikácia.....	22
1.3.2 Biologická denitrifikácia.....	22
1.4 MIKROBIOLOGIA AKTIVOVANÉHO KALU.....	24
1.4.1 Disperzný rast.....	25
1.4.2 Neusaditeľné mikrovločky.....	26
1.4.3 Biologické peny.....	26
1.4.4 Vyplývajúci kal.....	26
1.4.5 Viskózne bytlenie.....	26
1.4.6 Vlákňité bitnenie.....	27
1.5 IDENTIFIKÁCIA VLÁKNITÝCH MIKROORGANIZMOV.....	27
1.6 ODSTRÁNENIE FOSFORU.....	28
1.6.1 Eutrofizácia.....	28
1.6.2 Fosfor v priemyselných odpadových vodách.....	29
1.6.3 Fosfor v komunálnych odpadových vodách.....	29
1.6.4 Spôsoby odstraňovania fosforu.....	30
1.6.4.1 Biologické odstraňovanie fosforu.....	30
1.6.4.2 Fyzikálno – chemické odstránenie fosforu.....	31
1.6.4.3 Chemické odstránenie fosforu.....	32
1.7 DOSADZOVACIA NÁDRŽ.....	33
2 KALOVÉ HOSPODÁRSTVO	34
2.1 ZAHUSTENIE KALU.....	34
2.2 VYHNÍVANIE KALU.....	34
2.3 VYUŽITIE A LIKVIDÁCIA KALU.....	34
II PRAKTICKÁ ČÁST	35

3 HISTÓRIA ČOV POVAŽSKÁ BYSTRICA.....	36
4 STANOVENIE DUSÍKU.....	38
4.1 KATALYTICKÁ MINERALIZÁCIA PO REDUKCII DEVARDOVOU ZLIATINOU.....	38
4.1.1 Rušivé vplyvy.....	38
4.1.2 Odber vzoriek.....	38
4.1.3 Chemikálie.....	38
4.1.4 Postup práce.....	39
4.1.4.1 Slepý pokus.....	39
4.1.4.2 Stanovenie.....	39
4.1.5 Experimentálna časť.....	40
4.1.5.1 Spôsob výpočtu.....	40
4.1.5.2 Poznámky k postupu.....	41
4.2 SPEKTROMETRICKÁ METÓDA S KYSELINOU SULFOSALICILOVOU.....	41
4.2.1 Chemikálie.....	41
4.2.2 Postup skúšky.....	41
4.2.2.1 Skúšobný objem vzorky.....	41
4.2.2.2 Slepý pokus.....	42
4.2.2.3 Vyfarbenie.....	42
4.2.2.4 Spektrometrické meranie.....	42
4.3 VÝSLEDKY STANOVENIA.....	43
4.4 ZÁVER	44
5 STANOVENIE HODNOTY PH.....	45
5.1 RUŠIVÉ VPLYVY.....	45
5.2 ODBER VZORIEK A VZORKY.....	46
5.3 VÝSLEDKY STANOVENIA.....	46
5.4 ZÁVER	48
6 STANOVENIE CHEMICKEJ SPOTREBY KYSLÍKA.....	49
6.1 PODSTATA SKÚŠKY.....	49
6.2 ODBER VZORIEK A VZORKY.....	49
6.3 CHEMIKÁLIE.....	50
6.4 POSTUP SKÚŠKY.....	51
6.4.1 Stanovanie.....	51
6.4.2 Slepý pokus.....	51
6.5 EXPERIMENTÁLNA ČASŤ.....	51
6.6 VÝSLEDKY STANOVENIA.....	52
6.7 ZÁVER	54
7 STANOVENIE CELKOVÉHO FOSFORU PO MINERALIZÁCII ZMESOU KYSELINY DUSIČNEJ A KYSELINY SÍROVEJ.....	55
7.1 CHEMIKÁLIE.....	55
7.2 ODBER VZORKY.....	56
7.2.1 Príprava skúšobnej vzorky.....	56

7.3	POSTUP SKÚŠKY.....	56
7.3.1	Skúšobný objem vzorky.....	56
7.3.2	Slepý pokus.....	57
7.3.3	Kalibrácia.....	57
7.3.3.1	Príprava kalibračných roztokov.....	57
7.3.4	Vyfarbenie.....	57
7.3.5	Spektrometrické meranie.....	57
7.4	EXPERIMENTÁLNA ČASŤ.....	57
7.4.1	Výpočet.....	57
7.5	VÝSLEDKY STANOVENIA.....	58
7.6	ZÁVER 60	
8	MIKROSKOPICKÝ ROZBOR AKTIVOVANÉHO KALU.....	62
8.1	POSTUP A ZÁPIS MIKROSKOPICKEJ KONTROLY AKTIVOVANÝCH KALOV.....	62
8.2	VÝSLEDKY STANOVENIA.....	62
8.3	ZÁVER 63	
9	VÝPOČET PARAMETROV AKTIVÁCIE.....	64
9.1	DOBA ZDRŽANIA OV V AKTIVÁCI (T) [HOD.].....	64
9.2	OBJEMOVÉ ZAŤAŽENIE NÁDRŽE Z0 [MG O2 . M3 . H-1].....	64
9.3	VÝKONNOSŤ NÁDRŽE D Z0 [MG O2 . M-3 . H-1].....	64
9.4	KALOVÝ INDEX KI [DM3/KG].....	64
	ZÁVER.....	65
	ZOZNAM POUŽITÉJ LITERATURY.....	67
	ZOZNAM POUŽITÝCH SYMBOLOV A SKRATIEK.....	70
	SEZNAM OBRÁZKŮ.....	71
	SEZNAM TABULEK.....	72
	ZOZNAM PRÍLOH.....	73

ÚVOD

Vody znečistené ľudskou činnosťou (v domácnostiach, v komunálnom hospodárstve, priemysle a poľnohospodárstve) ako aj zrážkové vody, stekajú buď priamo alebo prostredníctvom kanalizačnej siete do recipientov.

Recipientami použitých (odpadových) vôd sú prevažne povrchové vody, zriedkavejšie aj horné vrstvy pôdy alebo podzemné vody [1].

Odvádzanie odpadových vôd bez ich predchádzajúceho čistenia zapríčiňuje vznik nežiadúcich zmien v recipiente. Prejavujú sa zmenou vzhľadu recipientu a jeho okolia, únikom nepríjemného zápachu, ako aj zánikom biologického života v recipiente.

Odpadové vody alebo znečistené povrchové vody môžu prenikať do podzemných vôd a sú príčinou ich znečistenia. Rozsah znečistenia môže byť pritom veľmi veľký a smer jeho rozšírenia sa ťažko predvída.

Zneškodňovanie odpadových vôd a tak predchádzanie nepríjemným účinkom, ktoré spôsobujú odpadové vody v prírodných vodách a v prírodnom prostredí, sa zakladá na ich čistení v rozsahu zabezpečujúcom udržiavanie správnej kvality povrchových tokov, vymedzenej zákonom a triedou čistoty recipientu [2].

Spôsobu čistenia vôd na Čistiarni odpadových vôd v Považskej Bystrici je venovaná táto diplomová práca, ktorá hovorí o výskyte organického a anorganického znečistenia v prichádzajúcej vode na ČOV a k jeho spôsobu odstránenia.

V experimentálnej časti je rozpracovaná zmena funkcie ČOV v Považskej Bystrici po rekonštrukcii. Zároveň práca obsahuje porovnanie výsledkov čistenia odpadových vôd z roku 1999 – 2002 z výsledkami po rekonštrukcii 2007.

I. TEORETICKÁ ČÁST

1 ZÁKLADNÉ PROCESY V TECHNOLOGII ÚPRAVY VODY A ČISTENIA ODPADOVÝCH VÔD

Pri úprave vody a čistení odpadových vôd používame rôzne procesy. Počet, druh a zoradenie procesov do technologickej linky závisí od kvality vody na vstupe, od vyžadovanej kvality upravenej, alebo vyčistenej vody a iných faktorov. Výber procesov musí byť taký, aby sme požadovanú kvalitu vody dosiahli technicky, technologicky, ekonomicky a prevádzkovo jednoduchou technologickou linkou, spravidla nevznášať do upravovanej alebo čistenej vody ďalšie látky. Technologické procesy úpravy vody a čistenia odpadovej vody rozdeľujeme do troch skupín:

- fyzikálne a fyzikálno – chemické
- chemické
- biologické

K fyzikálnym a fyzikálno – chemickým procesom patrí sedimentácia, cedenie, filtrácia, flotácia, absorpcia, extrakcia, iónova výmena, membránové procesy, odplynovanie a destilácia.

K chemickým procesom patrí neutralizácia, zrážanie, oxidácia, redukcia a spaľovanie.

Biologické procesy sa obyčajne rozdeľujú na aeróbne a anaeróbne.

Medzi hlavné produkty, ktoré vznikajú pri čistení odpadových vôd, patrí vyčistená odpadová voda, kal a bioplyn. V čistiarni odpadových vôd sú zvyčajne inštalované dve technologické linky – linka zneškodňovania vôd a linka zneškodňovania kalu.

Na niektorých čistiarniach navyše ešte prevláda mechanicko – biologické čistenie s anaeróbnou stabilizáciou kalu. Ak je čistiaci účinok mechanicko – biologického čistenia nedostatočný, technologická linka sa rozširuje o tzv. terciárne čistenie alebo dočisťovanie biologicky vyčistených odpadových vôd.

Každá priemyselná a poľnohospodárska odpadová voda má svoje špecifické zloženie, preto neexistujú stabilné, všeobecne platné technologické linky pre tieto odpadové vody. Medzi časté procesy pri čistení priemyselných odpadových vôd patrí egalizácia (vyrovnávanie kvality a množstva), sedimentácia, neutralizácia, koagulácia a biologické dočisťovanie [3].

1.1 Mechanický stupeň čistenia

V mechanickej časti ČOV sa odstraňujú iba tie nečistoty, ktoré prichádzajúca odpadová voda prináša vo forme nerozpustných látok, ktoré sa vplyvom väčšej miernej hmotnosti, než má odpadová voda, usadzujú na dne alebo pri menšej hmotnosti môžu vyplávať na hladinu [4,5].

1.1.1 Odľahčovacia komora

Na vyrovnávanie časových zmien prietoku v dobe dažďov, alebo keď stúpne hladina rieky je potrebná odľahčovacia komora, ktorá zvyčajne slúži aj na vyrovnávanie kvality odpadovej vody. Konštrukčne sú tieto nádrže riešené pomocou pneumatických alebo mechanických miešadiel alebo miešanie sa zabezpečuje prietokom.

Konštantný odtok z tejto nádrže, ktorá je najčastejšie obdĺžnikového pôdorysu, sa riadi plavákovým uzáverom [6].

Podľa Pollerta [7] sú dnes dané nové návrhy na výstavbu a funkciu odľahčovacích komôr. Koncepcia ekologickej integrity (ekologického stavu) toku, ktorá je podstatou i súčasťou európskej smernice 2000/60/EC ustanovujúcej rámec činností Spoločenstva v oblasti vodnej politiky.

Ekologická integrita toku je tvorená tromi zložkami: fyzikálnou, chemickou a biologickou. Dopady urbanizácie na integritu vodných tokov môžu byť rozdelené do dvoch oblastí:

1. Hydrologické/hydraulické zmeny prietokového režimu a ich vplyv na morfológiu toku a inundačného územia.

2. Ekologické zmeny prostredia zahrňujúce modifikáciu korýt toku a degradáciu kvality vody a sedimentov z hľadiska ich vplyvov na zloženie a prežitie vodných organizmov. Dopady na recipient v dažďovom období sú spôsobené jednak povrchovým odtokom, jednak vyústením výtoku z odlišnej dažďovej kanalizácie a z vyústenia odľahčovacích komôr (OK) do jednotných kanalizácií.

Z OK prepadá do recipientu zmes domácich a priemyslových odpadných vôd, povrchového odtoku z urbanizovaných plôch a nánosov vytvorených v stokách počas suchého obdobia. Pôvodné návrhy OK vychádzajú z potreby základných funkcií - rozdeliť

vodu v určitom pomere resp. do stokovej siete pustiť iba určité množstvo. Tento pohľad na vec berie v úvahu iba množstvo a vôbec nesleduje kvalitu odľahčenej vody. To samozrejme vedie k ekologickému zaťaženiu recipientu.

Ekologické zaťaženie môžeme rozdeliť na niekoľko základných kategórii. Preto je nutné aby sme sa zaoberali netradičným spôsobom návrhu nových alebo úpravou starších odľahčovacích komôr, ktoré zlepšujú odstránenie nerozpustených látok s naviazanými polutantami.

Zo vstupom do Európskej Unie sa tato otázka stala základným aspektom pri posudzovaní a navrhovaní odľahčovacích komôr. Návrh nových komôr by mal vychádzať zo znalostí a praxe dostupných možností. Pokiaľ stavíme nové OK je nutné sa zaoberať ekologickým aspektom už na začiatku. Koncepcia stavby nových OK by mala vychádzať zo skúsenosti starších typov OK, základných hydraulických vlastností vody, znalosti potrieb prevádzkovateľa siete a hlavne ekologických požiadaviek [7].

1.1.2 Lapák štrku

Je priehľbeň v dne žľabu, do ktorej padajú ťažké minerálne látky, obyčajne posuvné po dne. Správna funkcia lapáku nie je daná len priehľbňou, ale aj hydraulikou celkového pripojenia na prírodný žľab alebo potrubie. Pripojenie musí zmenšiť príliš veľkú turbulenciu, čo sa obyčajne dosahuje rozšírením profilu žľabu. Zachytený štrk sa ťaží prevažne strojom. Lapák štrku sa používa vo väčších čistiarniach odpadových vôd [3].

1.1.3 Hrubé predčistenie

Je ochrannou časťou čistiarne lebo chráni ďalšie technologické zariadenia čistiarne pred zanesením. Patria sem hrubé a jemné hrablice, ktoré sú určené k zachyteniu plávajúcich telies väčších rozmerov (papier, textilie, drevo, odpadky z domácností a pod.) Hrablice sú osadené oceľové tyče do rámu pod uhlom 30 - 60° v smere prietoku odpadovej vody, aby sa zväčšila účinná (záchytná) plocha. Medzera medzi oceľovými tyčami

u hrubých hrablic je 100 mm a u jemných 2 – 5mm. Záchytná plocha má obdĺžnikový a lichobežníkový tvar.

Zhrabky sa odstraňujú ručne alebo strojovo. Tieto nečistoty sú hygienicky závadné k ich odstráneniu musíme venovať veľkú pozornosť. Podľa povahy sa skladujú, kompostujú alebo spaľujú (odvodniť cca 70% vlhkosti) [4,5].

V čistiarniach priemyselných a poľnohospodárskych odpadových vôd sa osvedčili najviac sitá na zachytávanie niektorých druhov unášaných nečistôt. Sitá sa umiestňujú do technologickej linky namiesto hrablic alebo do série s nimi. Najčastejšie sa používajú sitá pásové a bubnové [3].

Na ČOV v Považskej Bystrici používajú iba jemné a hrubé hrablice.

1.1.4 Prevzdušňovaný lapák piesku a separátor piesku

Je žľab v ktorom odpadová voda preteká špirálovým pohybom t.j. vzniká priečna cirkulácia. Špirálový pohyb vyvoláva bočný vtok a výstup bubliniek z aerátora, ktorý je umiestnený na strane vtoku. Rýchlosť špirálovitého pohybu musí byť 0,25 až 0,3m . s⁻¹ vo vzdialenosti 5 až 10 cm nad dnom nádrže. Pozdĺžna zložka rýchlosti tohto pohybu nemá prevýšiť 0,1 m . s⁻¹. Teoretický čas zdržania býva v rozsahu 3 až 15 min. Množstvo vhaňaného vzduchu má byť také veľké, aby sa dosiahla uvedená rýchlosť nad dnom. Všeobecne sa navrhuje množstvo vzduchu pri väčších lapákoch (hĺbka nad 3,6m).

Usadený materiál sa posúva k pozdĺžnej priehlbni, odkiaľ je odsávaný čerpadlom ABS v podobe zmesi piesok a voda. Vyšší separačný účinok sa dosiahne vtedy, ak priehlbneň je pod areátorom.

Prevzdušňované lapáky piesku, hoci sú citlivé na hydraulický režim, majú veľa výhod.

Zachytený materiál obsahuje malý podiel organických látok, odpadová voda sa obohacuje kyslíkom, stratová výška je malá, zachytávajú sa tu tuky a oleje.

Materiál, ktorý je odsávaný čerpadlom ABS v podobe zmesi piesok a voda ďalej pokračuje v tejto podobe do pračky piesku, kde sa odseparuje piesok od vody.

Voda sa vracia späť do čerpacej stanice [5].

1.1.5 Usadzovacie nádrže

Nachádzajú sa pred aktiváciou, ich výstupným elementom je odsadená voda a primárny kal. Usadzovacie nádrže sú veľmi citlivé na konštrukčné detaily, ktoré priamo ovplyvňujú hydraulický režim, čistiaci účinok a veľkosť vtokovej, odtokovej a kalovej zóny [3]. Čistiaci účinok usadzovacích nádrží všeobecne závisí od nasledujúcich faktorov:

1. Akosť odpadových vôd a zmeny prietoku.
2. Návrhové parametre. Medzi základné návrhové parametre patria: hydraulické povrchové zaťaženie Z_s , teoretický čas zdržania T , prierezová rýchlosť v , skutočný čas zdržania T_s a povrchové látkové zaťaženie L_s

$$T_s = T\eta \quad [h]$$

kde η je hydraulická účinnosť sedimentačného priestoru. Pre kruhové nádrže $\eta = 0,4$ až $0,5$; pre pozdĺžne nádrže $\eta = 0,4$ až $0,6$; pre vertikálne nádrže $\eta = 0,7$ až $0,8$.

$$L_s = Z_s X \quad [kg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}]$$

kde X je koncentrácia kalovej sušiny $[kg \cdot m^{-3}]$.

Povrchové látkové zaťaženie sa posudzuje len v sekundárnych nádržiach za aktiváciou s vyššou koncentráciou kalu v zmesi, pretože okrem separácie nastáva v nádrži aj zahustenie kalu.

Tabuľka č.I sú informatívne hodnoty niektorých parametrov pre mestské odpadové vody.

Tabuľka č.I: Návrhové parametre pre usadzovacie nádrže mestských odpadových vôd

Druh a zariadenie usadzovacej nádrže do technologickkej linky	T_s [h]	Z_s [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$]
--	--------------	--

Primárne sedimentačné nádrže:		
pred biofiltrami	0,5 až 2,0	1,1 až 2,0
pred aktiváciou	0,2 až 1,5	2,4 až 4,0
Sekundárne sedimentačné nádrže:		
za biofiltrami	1,0 až 2,0	1,0 až 2,4
za aktiváciou	1,0 až 3,0	0,7 až 2,4

- Prítok odpadovej vody. Prítok odpadovej vody do nádrže musí byť tak vyriešený, aby sa voda rovnomerne rozdelila po celom priečnom profile a podmienky skratovania, ako aj vzniku turbulencie sa zredukujú na minimum.
- Odtok odpadovej vody. Podobne ako prítok aj odtok má zabezpečovať rozdelenie odpadovej vody. Okrem toho odtok musí zmierňovať, prípadne zamedziť účinok hustotových prúdov, ktoré vznikajú prevažne v sekundárnych sedimentačných nádržiach. Zlepšenie rozdelenia a zmenšenie vplyvu hustotových prúdov dosiahneme rôznymi konštrukčnými úpravami odtokového žľabu a dodržaním hydraulického zaťaženia prepadovej hrany.
- Rozmery nádrží. Názory na optimálnu hĺbku sedimentačných nádrží nie sú jednotné. Nádrže by nemali byť nadmerne hlboké. Hĺbka musí byť taká veľká, aby kal neunikal do odtoku a aby sa dal umiestniť zhrabovač kalu [8].

Usadzovacie nádrže sú rôzneho tvaru:

Libská nádrž – má obdĺžnikový pôdorys. Odpadová voda preteká po celej dĺžke nádrže k odtokovému žľabu. Usadený kal sa za pomoci kalového čerpadla odčerpá z kalového priestoru.

Radiálna nádrž – ploché zariadenie, kruhového pôdorysu. Voda sa privádza do stredu cez umiestnený valec, z ktorého je cez perforovanú stenu radikálne prevádzaná do usadzovacieho priestoru. Kal sa odoberá mechanickým stieraním.

Vertikálne prietočné nádrže – voda je privádzaná do stredového valca, naráža u jeho dna (odrazový štít), ktorý ju obracia o 180° pred vnikom do kalového priestoru [4,5].

Niektoré čistiarne majú tieto nádrže doplnené FIN CHAIN pohyblivými stieracími lištami, ktoré zhrabujú vyplavené vločky z hladiny vody. Z usadzovacích nádrží sa odoberajú vzorky vody na stanovenie hodnoty: chemickej spotreby kyslíku (ChSK), biologickej spotreby kyslíku (BSK₅), nerozpustných látok (NL) a hodnoty pH [9].

Tieto hodnoty sú veľmi dôležité, pretože nám udávajú parametre na vstupe do biologického čistenia. Za pomoci týchto hodnôt potom môžeme stanoviť hodnotu objemového zaťaženia, výkonnosti nádrže, výkonnosti kalu a pre výpočet doby zdržania OV v aktivácii.

1.1.6 Dažďová nádrž

Je podobná ako usadzovacia nádrž. Jej využitie nie je každodenné, využíva sa iba v období veľkých privalových dažďov. Typ a celkové technické usporiadanie dažďových nádrží sa riadi ich významom a miestnymi pomermi. Najjednoduchšou a investične i prevádzkovo najvýhodnejšou je dažďová nádrž v podobe rovního rybníka.

Pri dostatku miesta v priestore čistiarne sa nádrž umiestňuje v besprostrednej blízkosti ostatných čistiarenských objektov. Pri určovaní rozmerov dažďových nádrží sa prihliada k:

- dobe trvania a intenzite dažďov v oblasti čistiarne
- prirodzenému vytváraniu odkanalizovaného územia (sklon)
- povrchu odkanalizovaného územia (voľné, zastavané, pokryté vegetáciou, priepustné, nepriepustné a pod.)
- prietokovým priemerom v recipiente, do ktorého ústia odpadové poprípade privalové vody.

Podľa uvedených kritérií sa určí množstvo kvality dažďových vôd a navrhne sa ekonomicky objem nádrže a doba zdržania (s ohľadom na sedimentáciu prinášaných splavenín) [4].

Imhoff [4] doporučuje objem nádrže zväčšovať o 50%, než je objem normálnych usadzovacích nádrží v čistiarni. Engberding [4] navrhuje, aby rozmery nádrží boli volené podľa veľkosti povodia takto:

- do výmery 100 ha objem nádrže 1,5 až 3 m³ na každý hektár

- do výmery nad 100 ha 0,5 až 2,0 m³ na každý hektár

Pri najväčšom prietoku a pri 50 – násobnom zriedení má byť doba zdržania 3 min, pri 10 - násobnom zriedení 15 min [8].

V dažďovej nádrži sa zachytí až 80% usaditeľných látok, s čím je nutné počítať pri likvidácii primárneho kalu [5].

1.2 Biologický stupeň čistenia

Pri biologickom čistení odpadových vôd majú veľkú účasť rôzne mikroorganizmy, ktoré spôsobujú množstvo biochemických a chemických zmien. Biologické čistenie je napodobnenie procesov prebiehajúcich v prírode. Mikroorganizmy sa môžu rozlišovať podľa viacerých hľadísk. Podľa vzťahu ku kyslíku sú mikroorganizmy aeróbne, ktoré potrebujú molekulový kyslík, anaeróbne, žijúce len v neprítomnosti molekulového kyslíka.

Z hľadiska metabolizmu sa mikroorganizmy rozdeľujú na autotrofné a heterotrofné.

Heterotrofné vyžadujú pre svoj život nevyhnutne hotový organický zdroj uhlíka. Autotrofné mikroorganizmy na výživu nepotrebujú organické látky, ale využívajú anorganické látky. Uhlík asimilujú najčastejšie v podobe oxidu uhličitého. Na asimiláciu využívajú svetelnú energiu (fotosyntéza) alebo chemickú energiu (chemosyntéza), ktoré získavajú obyčajne oxidáciou anorganických zlúčenín síry, dusíka, železa a pod. (fotoautotrofné a chemoautotrofné organizmy). Fotosyntetickú asimiláciu oxidu uhličitého uskutočňujú zelené rastliny, riasy, sinice a niektoré baktérie, chemosyntézu len niektoré baktérie [3].

1.2.1 Anaeróbne čistenie

Je čistenie, bez prístupu kyslíku, kde organická hmota je rozložená za pomoci mikroorganizmov na CO₂, CH₄ a biomasu. Zariadenia na anaeróbne čistenie odpadových vôd môžeme rozdeliť na:

- zmiešavacie reaktory
- anaeróbne kolóny

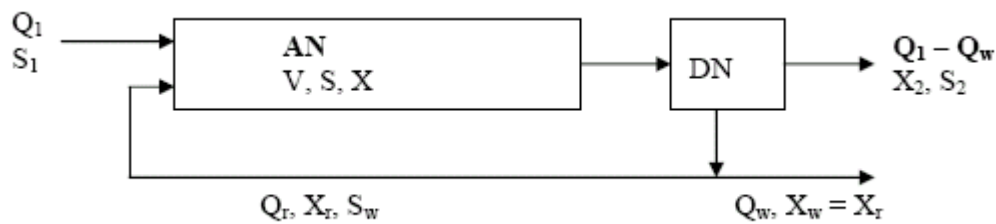
Zmiešavacie reaktory - tu sa biomasa kultivuje v suspenzii. Tento proces je analogický s aktiváciou.

Anaeróbne kolóny - sa vyznačujú vertikálnym prietokom substrátu a podľa konštrukčného usporiadania ich možno rozdeliť na kolóny s tuhou náplňou, fluidné kolóny a kolóny s kalovým mrakom. Kolóny s tuhou náplňou sa líšia jednak druhom náplne, jednak prietokom. Od tohto usporiadania závisí výskyt biomasy buď vo forme suspenzie, biofilmu alebo obidvoch foriem.

Voľba spôsobu anaeróbného čistenia odpadových vôd závisí od druhu a koncentrácie organického znečistenia a od obsahu suspendovaných látok v odpadovej vode. Pre odpadové vody s vyšším obsahom suspendovaných látok sú výhodné anaeróbne reaktory bez náplne a rúrkové reaktory s prietokom zhora na dol. Anaeróbne kolóny s fluidnou alebo expandovanou vrstvou sú zase najvýhodnejšie na čistenie veľmi zriedených odpadových vôd [3].

1.2.2 Aerobné čistenie

Toto čistenie prebieha za prístupu kyslíku, kde je organická hmota rozložená za pomoci mikroorganizmov a baktérii na CO_2 , H_2O a biomasu [8]. Do aktivácie sa pridáva kal z dosadzovacej nádrže. Hovorí o tom obrázok č.1 - Schéma biologického čistenia na čistiarni. Surová odpadová voda o množstve Q_1 a o koncentrácii organického znečistenia S_1 priteká do aktivačnej nádrže, v ktorej sa zmieša s recirkulovaným (vratným) aktivovaným kalom, ktorý sa čerpá v množstve Q_r a má koncentráciu sušiny X_r . Zmes sa intenzívne prevzdušňuje. Po prejdení zmesi aktivačnou nádržou sa aktivovaný kal separuje od vyčistenej vody v separačnej nádrži (tzv. dosadzovacia nádrž - DN). Zahustený aktivovaný kal sa necirkuluje opäť na začiatok aktivačnej nádrže. Vzniklá nová biomasa, sa zo systému periodicky odstraňuje vo forme prebytočného aktivovaného kalu, Q_w .



Obr. č. I: Schéma biologického čistenia na čističke [10]

Z praktického hľadiska býva aktivácia často rozdelená na rôzne technologické modifikácie (nízkozat'ážení, vysokozat'ážení, rýchloaktiváciu a pod) [10].

Z hľadiska teórie reaktorov je možno hovoriť v podstate o štyroch základných usporiadaniach, sú to:

1. Jednorazový (vsádkový, diskontinuálny, batch) systém.
2. Semikontinuálny systém.
2. Kontinuálny systém s postupným tokom.
4. Kontinuálny systém s ideálnym miešaním (zmesovacia aktivácia).

1.2.2.1 Jednorazový (diskontinuálny) systém

Roztok substrátu (napr. odpadná voda) sa zmieša s aktivovaným kalom a zmes sa prevzdušňuje. Behom prevzdušňovania dochádza k úbytku substrátu ($CHSK$, BSK_5) z počiatočnej hodnoty na nižšiu hodnotu, závislú na dobe prevzdušňovania. Súčasne s úbytkom substrátu dochádza k prírastku sušiny biomasy z počiatočnej hodnoty X_0 na hodnotu X_t .

Pre tento systém je charakteristické, že mikroorganizmy sú v prostredí, kde sa mení koncentrácia substrátu. Ďalej je pre toto usporiadanie podstatné, že sa po určitej dobe (obvykle po vyčerpaní substrátu) sledovania proces ukončí a systém sa zruší.

Pre praktickú aplikáciu pri čistení odpadných vôd nemá tento systém význam. Je však výhodný pre výskumnú prácu v laboratórnom merítku [10].

1.2.2.2 Semikontinuální systém (SBR – Sequential Batch Reactors)

Semikontinuální kultiváciu si môžeme predstaviť ako časovo sa opakujúci jednorazový proces. Robíme ju tak, že po určitej dobe odoberieme časť biomasy a kultivačného média a obsah nádrže doplníme novým roztokom substrátu. Tento systém má značný teoretický a praktický význam pre svoj vzťah ku kontinuálnemu systému s piestovým tokom [10].

1.2.2.3 Kontinuálny systém s postupným tokom

Pri tomto usporiadaní má aktivačná nádrž tvar dlhého koryta (niekoľko desiatok metrov) s relatívne malým prietokovým profilom. Odpadná voda o koncentrácii substrátu sa zmiesi s vratným kalom a zmes sa vedie do aktivačnej nádrže, kde je prevzdušňovaná. Behom prietoku nádrží dochádza k postupnému poklesu substrátu z počiatkovej hodnoty na odtokovou hodnotu.

Pre tento systém je opäť charakteristické, že zmesná kultúra je v styku so substrátom, ktorého koncentrácia sa mení. Jeden priechod nádrže odpovedá jednému aeračnému cyklu v jednorazovom systéme [10].

1.2.2.4 Kontinuálny systém s ideálnym miešaním (zmesovacia aktivácia)

Odpadná voda o určitej koncentrácii prichádza do nádrže oddelene od recirkulovaného kalu. K zmiešaniu dojde až v nádrži, ktorá je intenzívne provzdušňovaná a premiešavaná. Pri dostatočnej homogenizácii má celá aktivačná nádrž prakticky rovnaké zloženie, a preto aj koncentrácia substrátu v odtoku je rovnaká ako v celej nádrži. Nevýhodou zmesovacej aktivácie je skutočnosť, že podporuje rast nežiadúcich vláknitých mikroorganizmov [10].

1.3 Odstránenie dusíku

Je veľmi dôležitý postup v čistiarni odpadových vôd, pretože zvýšený obsah dusíku v odtoku čistiarne vedie pri súčasnom zvýšení obsahu fosforu k eutrofizácii (viz kap. 2.4.2) vôd, zvlášť stojatých. Jej prejavom je zarastanie vodných nádrží, prebujenie zelených siníc a rias, čo vedie k ráznym hygienickým problémom [5].

Spôsoby odstránenia dusíku z odpadových vôd poznáme:

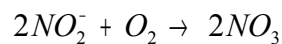
- Fyzikálne – chemické (Chlorácia, odvetrávanie vzduchom)
- Biologické odstránenie (Nitrifikácia a Denitrifikácia)

1.3.1 Biologická Nitrifikácia

Prebieha v dvoch stupňoch. V prvom sa amoniakálny dusík oxiduje na dusitany pomocou baktérií rodu *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira* a *Nitrosocystis*.

V druhom sú vzniklé dusitany oxidované na dusičnany mikroorganizmami *Nitrobacter* a *Nitrocystis*. Obe skupiny organizmov sú litotrofne a ako zdroj uhlíku potrebujú CO_2 .

Nitrifikácia prebieha podľa rovníc:



Sumárne



Spríušujúce sa požiadavky legislatívy vyžadujú zvyšovanie účinnosti nitrifikácie v aktivačnom procese. Okrem metód znamenajúcich zvyšovanie objemu aktivácie je možno účinnosť nitrifikácie zvýšiť metódou bioaugmentácie, kedy sa zvyšuje podiel nitrifikačných baktérií v aktivovanom kale.

Podstatou tejto metódy je kultivácia nitrifikačných baktérií v regeneračnom reaktore s využitím dusíku z kalovej vody [11].

1.3.2 Biologická denitrifikácia

Je opakom nitrifikácie a znamená redukciu dusičnanov a dusitanov na N_2 alebo N_2O . Môžu ju robiť početné organotrofne baktérie ako napr. rody *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Denitrobacillus* aj.

Oxidované formy dusíku môžu organizmy využívať asimilačne alebo disimilačne. Nitrátová asimilácia je proces redukcie dusičnanov na amoniak za účelom získavania dusíku pre syntézu bunečnej hmoty. Nitrátová disimilácia (respirácia) je proces, pri ktorom

organizmy využívajú dusičnanový dusík ako konečný akceptor elektrónov miesto molekulárneho kyslíku.

Schematicky môžeme denitrifikáciu popísať:



Rýchlosť denitrifikácie sa zvyšuje s rastúcou teplotou a je vždy vyššia so substrátom exogenným než endogenným. Denitrifikácia prebieha v dostatočne širokom rozmedzí pH od 6 do 10.

Z hľadiska technologického usporiadania odstraňovaného dusíku môže prebiehať v jedno kalovom alebo dvoj - kalovom systéme.

V posledných rokoch je najviac používaný jedno kalový systém, v ktorom jedna zmesná kultúra zaisťuje odstraňovanie organických látok, nitrifikáciou a denitrifikáciou tak, že je periodicky vystavená oxickým a anoxickým podmienkam [10].

Na obrázku č.2 sú znázornené rôzne postupy pri odstraňovaní dusíku, ako môžu byť usporiadané nádrže v biologickom stupni za sebou.

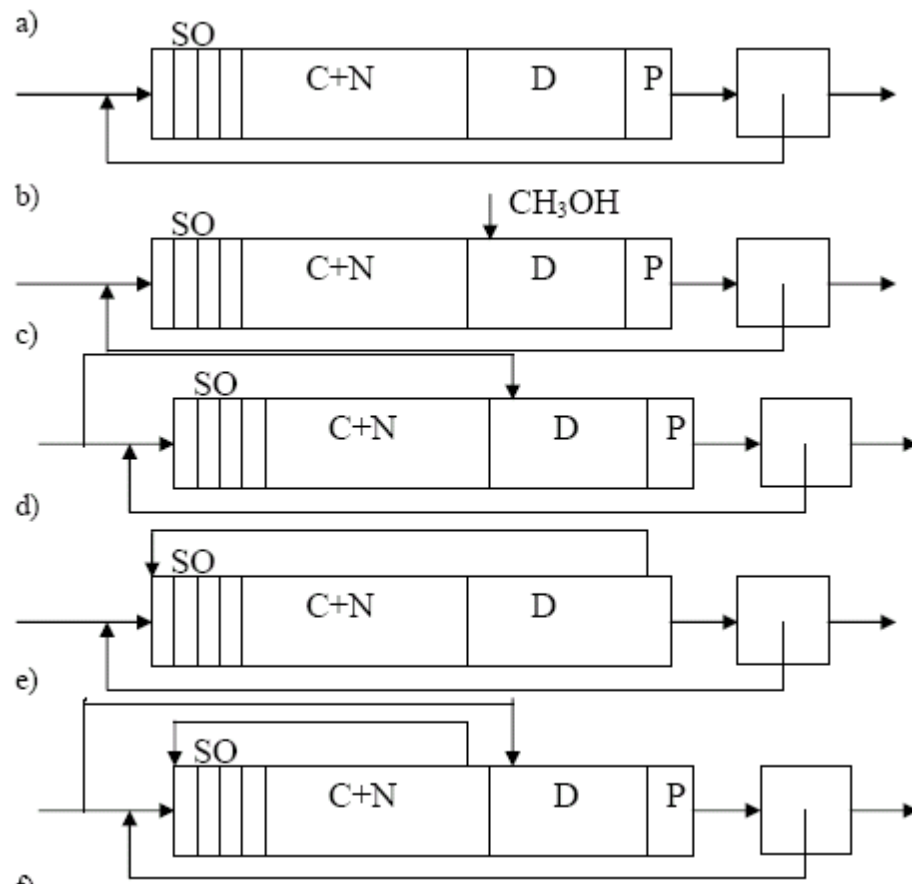
Možnosť a) je denitrifikácia závislá na endogénnej respirácii. Proces je pomalý a vyžaduje nádrže veľkých objemov. Môže sa v podstate urýchliť prídávaním exogénneho bezdusíkatého substrátu (methanolu, ethanolu).

Možnosť b) je denitrifikácia, ktorá zvyšuje prevádzkové náklady. Podľa tejto schémy je výhodné prevádzkovať aktivačný proces odstraňujúci dusík z priemyslových odpadových vôd, (ak máme k dispozícii segregovaný prúd koncentrovaných odpadných vôd neobsahujúcich amoniakálny a organický dusík).

Možnosť c) je najčastejšia v čistiarniach mestských odpadových vôd. Jej nevýhodou je, že odtok obsahuje vyššiu koncentráciu amoniakálneho dusíku.

Možnosť d) a e). Účinnosť je závislá na celkovej recirkulácii.

Tieto možnosti sú veľmi vhodné pri simulácii nitrifikácia a denitrifikácia.



Obr. 2. Schéma aktivačného systému s nitrifikáciou a denitrifikáciou v jednokalovom Systéme [10]

SO - selektor oxický, C - odstraňovanie organických látok, N - nitrifikácia, D - denitrifikácia, P - prevzdušňovanie za účelom odstraňovania N_2 a N_2O

1.4 Mikrobiológia aktivovaného kalu

Biologické čistenie odpadných vôd aktivačným procesom je dnes najrozšírenejším čistiarenským procesom. Mikrobiologické hľadisko týchto technológií je neodmysliteľnou súčasťou znalosti a zameriava sa predovšetkým na poznávanie vložkotvorných a vláknitých mikroorganizmov, teda skupín zásadne ovplyvňujúcich vlastný technologický priebeh. Znalosť vlastností oboch skupín mikroorganizmov a vzťahu medzi nimi je nezbytná pre účelné ovplyvňovanie čistiarenskej technológie. V menšej miere sa čistiarenská

mikrobiológia zaoberala aj inými mikrobiálnymi zástupcami. Zo získania znalostí potom vychádza možnosť kontroly procesu mikroskopickým rozborom aktivovaného kalu.

Pri tvorbe vločiek aktivovaného kalu, t.j. pri bioflokulácii, sa uplatňujú vlastnosti bunky mikroorganizmov, predovšetkým vločkotvorných baktérii, tak aj významnou mierou aj extracelulárne polyméry rôzneho pôvodu.

Samotné vločkovité baktérie však nestačia k vytvoreniu väčších, dobre sedimentujúcich vločiek. Pre ich tvorbu je nezbytná prítomnosť určitého množstva vláknitých mikroorganizmov, ktoré tvoria akýsi základ, respektívne kostru vločiek na ktorej sa zachytávajú vločkotvorné mikroorganizmy. V priemernom množstve majú vláknité mikroorganizmy aj priaznivý vplyv na odstránenie zákalu v supernatane.

Rýchlou a účinnou metódou zhodnotenia stavu aktivácie a rozvoja obidvoch zmiených skupín mikroorganizmov predstavuje mikroskopický rozbor aktivovaného kalu, ktorý by mal byť nedielnou súčasťou pravidelného analytického sledovania. Základným cieľom mikroskopického rozboru je posúdenie flokulačných a separačných vlastností kalu.

Za konkrétne ciele mikroskopického rozboru môžeme považovať:

- charakteristiky vločiek aktivovaného kalu – ich veľkosť, tvar a štruktúru
- zistenie absencie respektívne prítomnosti vláknitých mikroorganizmov a ich určenie
- zhodnotenie rôznorodosti a početnosti vyššieho osídlenia
- zhodnotenie prítomnosti zoogléi a poly – P baktérii
- posudzovanie možných príčin zlej separovanosti kalu

Ak dochádza pri separácii a zahusťovaní kalu v dosadzovacích nádržiach k obtiažiam a úniku kalu do odtoku, je práve mikroskopia vhodným prostriedkom ku zisteniu príčin. V súčasnej dobe je známych šesť základných typov separačných problémov aktivovaného kalu z ktorých každý má charakteristický mikroskopický obraz.

1.4.1 Disperzný rast

Vo vzorke kalu nie sú pozorované žiadne vločky, len bunky baktérii a malé zhluky ich buniek. Príčiny disperzného rastu môžu byť buď vo vysokom zaťažení kalu, kedy baktérie nie sú prinútené tvoriť puzdra v prostredí s vysokou koncentráciou substrátu alebo

v zložení odpadnej vody s nedostatkom niektorých živín (dusík, fosfor, stopové prvky) respektívne prítomnosť toxických látok.

1.4.2 Neusaditeľné mikrovločky

Vo vzorke kalu sú okrem bežných vločiek pozorovateľné drobné kompaktné guľovité mikrovločky o veľkosti 60 – 80 μm . Tieto sú gravitáciou neodsaditeľné a unikajú do odtoku. Príčin takéhoto stavu kalu môže byť viac. Môže ísť o príliš veľké starnutie kalu (malý prísun živín a spotrebovania puzdrových polymérov), o úplné zmiznutie vláknitých mikroorganizmov, pôsobenie toxických látok alebo o mechanické rozrušenie vločiek.

1.4.3 Biologické peny

Vo vzorke z peny je výrazne vyšší počet vláknitých mikroorganizmov než vo vzorke hĺbkovom. Táto obtiaž je spôsobená rozvojom určitých typov vlákien, ktoré sa vyznačujú hydrofóbnym povrchom buniek a tvorbou biologických povrchovo aktívnych látok.

1.4.4 Vyplývajúci kal

Ide o stav, kedy kal pláva na hladine plný bubliniek N_2 . Tie sú mikroskopicky dobre pozorovateľné v prechádzajúcom svetle. Množstvo vláknitých mikroorganizmov je vo vzorke plávajúceho kalu rovnako, ako vo vzorke kalu z aktivačnej nádrže. Problém je spôsobený prítomnosťou vyšších koncentrácií dusičnanov v odtoku z aktivácie a denitrifikácie prebiehajúci v dosadzovacej nádrži.

1.4.5 Viskózne bytnenie

Na prvý pohľad obviklý kal, ale pri negatívnom farbení vzorke kalu možno pozorovať rozsiahle oblasti nahromadených polymérov, ktoré zvyšujú viskozitu kalu. Ide vlastne o nadmernú tvorbu polymérov. Môžu sa častejšie objaviť zoogeleálne kolónie a nadmerná prítomnosť poly – P baktérií. Jednoznačná príčina známa nie je, predpokladá sa, že je to nedostatok niektorých živín, pôsobenie toxických látok alebo prílišný koncentračný gradient v aktivačnom systéme.

1.4.6 Vlákňité bitnenie

Je najvýznamnejším typom technologických problémov a súvisí s nadmerným rozvojom vlákňitých mikroorganizmov. Niektoré typy vlákňien premiestňujú kompaktné vločky a bránia im pri sedimentácii v približovaní, iné rastú vo vnútri vločky, rozovierajú ich štruktúru a spôsobujú difúzny a otvorený tvar vločiek.

1.5 Identifikácia vlákňitých mikroorganizmov

Pre identifikáciu je potrebné spraviť radu pozorovaní a niektoré testy. Zaznamenáva sa prípadne vetvenie vlákňien, ich tvar, dĺžka, priemer, tvar jednotlivých buniek, pohyblivosť vlákňien, umiestnenie vo vločkách, existencia sept, prítomnosť puzdra, rast epifitických baktérií na povrchu a prítomnosti sírnych a fosfátových granúl. Niektoré z týchto vlastností možno pozorovať fázovým kontrastom pri zväčšení 1000 krát, iné je nutné zisťovať v suchých a farebných preparátoch mikroskopicky v priamom svetle.

Všeobecne rozlišujeme 29 typov vlákňien, pričom niektoré sú označované latinskými názvami, platnými podľa klasickej mikrobiológie [12].

Z týchto 29 Eikelboomových typov sa najviac vyskytujú (Príloha č.1 str. : Typy vlákňitých mikroorganizmov):

- *Nostocoida limicola*
- *Microthrix parvicella*
- Typ 0092
- Typ 0803
- Typ 021
- Typ 0041 a Typ 0675: líšia sa od seba iba tlstotou a dĺžkou, sú si veľmi podobné.
- *Thiotrix* sp
- *Nocardia* sp.

1.6 Odstránenie fosforu

Prirodzeným zdrojom fosforu vo vodách je rozpustenie niektorých zvetraných hornín a minerálov, ako sú napr. apatit $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{F}, \text{Cl})_2$, fosforit $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{OH})_2$.

Fosfor anorganický sa dostáva do povrchových vôd splaškami z hospodárskej obrábanej pôdy hnojenej fosforečnými hnojivami a tiež splaškovými odpadnými vodami. Organický fosfor je obsiahnutý v živočíšnych odpadoch a tiež v rozkladajúcej sa odumretej faune a flóre, ktorá sa usadzuje na dne riek, nádrží a jazier. Zlúčeniny fosforu majú významnú úlohu v prírodnom kolobehu látok. Sú potrebné pre nižšie a vyššie organizmy, ktoré ich premieňajú na fosfor organicky viazaný.

Fosfor je biogénnym prvkom, ktorý zásadným spôsobom ovplyvňuje primárnu produkciu zelených rastlín. Vedľa dusíku je základným prvkom výživy siníc a rias. Pomer týchto dvoch prvkov potrebný pre rast organizmov je cca. 100:1, kde väčší podiel má dusík. Z tohto vyplýva, že fosfor je limitujúci prvok, ktorý ovplyvňuje nárast riasovej biomasy. Čím je viac fosforu v povrchových vodách, tým väčšia nastáva produkcia siníc a rias. Tento nárast je príčinou tzv. eutrofizácie [13].

1.6.1 Eutrofizácia

Je súbor prírodných a umelo vyvolaných procesov vedúcich ku zvýšenému obsahu anorganických živín v stojatých a tečúcich vodách. Prírodná eutrofizácia je spôsobená uvoľnením dusíku a fosforu z pôdy, sedimentov a odumretých vodných organizmov. Prejavuje sa pravidelným masovým rozvojom vodného kvetu siníc alebo vegetačného zafarbenia, tvoreného zelenými riasami, prípadne niektorými druhmi vyšších rastlín. Nadmerný rast fytoplanktonu spôsobuje problémy vyšším rastlinám a zapríčiňuje ich úbytok. Veľká koncentrácia fytoplanktonu spôsobuje úbytok citlivejších organizmov, ich miesto potom zaujmú organizmy odolnejšie, ktoré sa v dôsledku malého množstva prirodzených a viac citlivých konzumentov a predátorov premnožujú a spôsobujú ďalšie, niekedy nevratné zmeny v ekosystéme [14].

1.6.2 Fosfor v priemyselných odpadových vodách

Priemyslové odpadové vody vznikajú pri spracovaní alebo ťažbe anorganických a organických surovín. Sú to vody znečistené pri výrobnom procese. Zaradzujú sa sem aj vody z hospodárstva.

Zdrojom fosforečnanov v priemyslových odpadných vodách sú: odpadové vody z pračiek, čistiarní textilu, výroby hnojív, mliekárni, zo spracovania mäsa, liehovarov, cukrovarov atď.

Maximálna prípustná hodnota koncentrácie pre rozbor zmiešaných vzorkov vyčistenej odpadovej vody z týchto priemyselných odvetví je 5 mg/l [15]. V ČR je táto hodnota 10 mg/l [16].

Na ČOV v Považskej Bystrici pripadá do úvahy ako zdroj fosforu voda s Považsko - Bystrických strojární, meskej čistiarne textilu, reštaurácii, kuchýň a iných zdrojov.

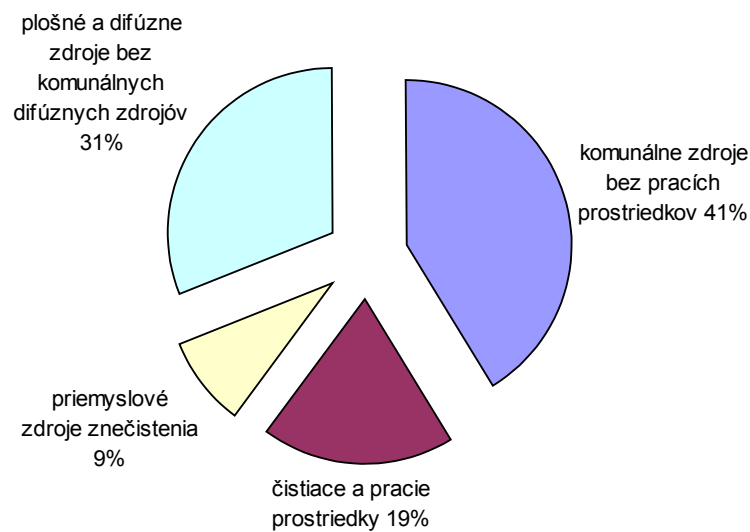
1.6.3 Fosfor v komunálnych odpadových vodách

Domácnosti, používanie pracích prostriedkov, sociálnych zariadení a tiež používanie fosforečnanových hnojív v záhradkách spôsobuje, že sa v komunálnych odpadových vodách objavuje fosfor.

Na ČOV v Považskej Bystrici je považované za najväčší zdroj fosforu práve pritekajúca voda z domácností.

Dlhodobou otázkou je, či hlavný podiel fosforečnanov v odpadových vodách pochádza z fekálií, detergentov alebo hospodárstva. Na túto otázku môžeme nájsť odpoveď vo vládnom projekte Labe [17]. Súčasťou tohto projektu bola bilancia, ktorá ukazuje, že zlúčeniny fosforu pochádzajú prevažne z komunálnych zdrojov (59%), na plošné a difúzne zdroje pripadá 31% a zbytok sú priemyselné zdroje.

Grafické znázornenie rozdelenia zdrojov fosforu je na obr. č.3. [18].



Obr. č.3. Podiel jednotlivých zdrojov celkového fosforu na zaťaženie toku v ČR v roku 1996 [18].

1.6.4 Spôsoby odstraňovania fosforu

Fosfor možno z vody odstrániť niekoľkými spôsobmi:

- Biologickým spôsobom
- Fyzikálno – chemickým spôsobom
- Chemickým spôsobom

Pri voľbe, akým spôsobom má čistiareň odstraňovať fosfor z vody, berie do úvahy náklady na technológiu odstraňovania fosforu.

Celkové náklady na odstraňovanie fosforu sú určené nákladmi chemickými a nákladmi na odstraňovanie prebytočného kalu. Ten vzniká pri chemickom zrážaní, kedy sa do vody pridávajú koncentrované roztoky koagulantov napr. $Fe_2(SO_4)_3$, ktoré po reakcii v odpadnej vode zvyšujú množstvo kalu a ten je treba odstraňovať [19].

1.6.4.1 Biologické odstraňovanie fosforu

Pri biologickom čistení odpadných vôd dochádza k čiastočnému odstraňovaniu fosforu z odpadných vôd, lebo tento nutriet je včleňovaný do novej vznikajúcej biomasy, odstraňovanej ako prebytočný kal [20].

V biocenóze aktivovaného kalu sa nachádzajú aj mikroorganizmy schopné za určitých podmienok akumulácie fosforu vo forme polyfosfátov. Sú to mikroorganizmy rodu : *Aeromonas*, *Alcaligenes*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas* a iné [5]. Tieto mikroorganizmy sú súhrnne označované ako poly – P (polyfosfát akumulujúci) baktérie.

Najčastejšie využívanou baktériou je *Acinetobacter*, je to gramnegatívny kok, aeróbny, nepohyblivý. Mechanizmus zvýšenej akumulácie fosforu predstavuje pre tieto mikroorganizmy zvláštnu výhodu pri opakovanom striedaní anaeróbných a aeróbných kultivačných podmienok potrebných k navodeniu tohto mechanizmu [20].

Aktivačný systém pre zvýšenie biologického odstránenia fosforu musí plniť tieto podmienky:

- V systéme musí byť vhodne dimenzovaná anaeróbna zóna, v ktorej dochádza k tvorbe nižších mastných kyselín, depolymerácii polyfosfátov na orthofosfáty a k syntéze zásobnej poly - β – hydroxymaselnej kyseliny v bunkách poly – P baktériách.
- Za anaeróbnou zónou musí nasledovať aeróbna zóna, v ktorej dochádza v bunkách poly – P baktériách k depolymerácii a oxidácii poly – β – hydroxymaselnej kyseliny a k tvorbe polyfosfátov.
- Fosfor sa musí zo systému odvádzať prebytočným kalom z aeróbnej časti.
- Ak je vyžadované simultánne odstránenie dusíku, musí byť aeróbna zóna dimenzovaná s ohľadom na nitrifikáciu a systém musí byť usporiadaný tak, aby dusičnany čo najmenej rušili uvoľňovanie fosforu v anaeróbnej zóne.

Vyššiu rýchlosť odstraňovania fosfátu v prevádzkových podmienkach možno najlepšie dosiahnuť pri teplotách od cca 12° C do 32° C a pri pH od 6,5 do 8,0 [21].

1.6.4.2 Fyzikálno – chemické odstránenie fosforu

Tieto metódy sa nepoužívajú len k odstráneniu fosforečnanov z vody, ale aj k iným účelom: k celkovej demineralizácii vody. Patrí k nim reverzná osmóza a elektrolyza.

Reverzná osmóza je jednou z metód membránovej separácie. Princípom metódy je využitie rozdielu v rýchlosti pohybu jednotlivých zložiek. U reverznej osmózy sa využíva k separácii látok rozpustených v kvapaline semipermeabilná membrána, ktorá je priepustná

pre vodu a zachycuje tiež mikroorganizmy, koloidy, ionty rozpustených solí aj molekuly organických látok.

Elektrodyalýza používa k priestupu zložiek iontové výmenné membrány. Pohyb cez membránu urýchľuje rovnomerné elektrické pole. Cez anex môžu prenikať iba anióny a cez katex iba kationty. Iontomeniče sú umiestnené tak, že medzi nimi dochádza k skoncentrovaniu aniontu a kationtu[22].

1.6.4.3 Chemické odstránenie fosforu

Chemické zrážanie fosforu v odpadných vodách predstavuje prevedenie rozpustených anorganických foriem fosforu na málo rozpustené fosfáty kovov, pomocou zrážacích činidiel – koagulantov. Zároveň dochádza aj k odstráneniu organicky viazaného fosforu. Pri chemickom zrážaní sa znižuje hodnota $CHSK_{Cr}$. Prídavkom koagulantu dochádza k zrazeniu rozpustných anorganických fosfátov a ďalej aj k tvorbe hydroxidov kovu (Al, Fe,). Vznikajú gelové vločky, ktoré pútajú fosfáty kovov a ďalšie nerozpustné látky, prítomné vo vodách.

Samotné zrážacie procesy sa skladajú zo 4 častí:

1. dávkovanie zrážacieho činidla spojené s potrebou intenzívneho rozmiešania
2. zrážanie fosfátu a vznik malých vločiek
3. koagulácia a flokulácia vločiek do väčších agregátov
4. separácia vločiek pomocou sedimentácie, filtrácie popr. flotácia

Účinnosť koagulácie závisí predovšetkým na pH. Najpoužívanejšími koagulantmi sú soli hliníku, železa a hydroxyidu vápenatého.

Z hlinitých solí sa najčastejšie používajú: síran hlinitý, chlorid hlinitý, hlinitan sodný, síran hlinito – amónny [23].

Zo solí železa sa používa: chlorid železičitý, síran železitý, chlorid železnatý, síran železičitý.

Na ČOV v Považskej Bystrici sa fosfor odstraňuje biologickou cestou, ale do budúcnosti čistička uvažuje používať pre odstránenie tohto prvku chemický spôsob za pomoci roztoku síranu železitého.

1.7 Dosadzovacia nádrž

Pracuje na tom istom spôsobe ako usadzovacie nádrže, ma kruhovitý tvar. V týchto nádržiach sa separuje voda od sekundárneho kalu, určitá časť biomasy, ktorá pláva na povrchu je stierateľná pomocou príslušného zariadenia. Dosadzovacie nádrže sú umiestnené vždy za aktiváciou. Z dosadzovacích nádrží sa vracia určitá časť biologického kalu do aktivácie. Prebytočný kal z týchto nádrží ide do kalového hospodárstva[5].

Z tejto nádrže sa odoberajú vzorky vyčistenej odpadovej vody, ktoré musia spĺňať určité limitné hodnoty, ktoré sú uvedené v Zbierke zákonov Slovenskej republiky [15].

2 KALOVÉ HOSPODÁRSTVO

Kalové hospodárstvo musí zabezpečovať požiadavky platnej právnej úpravy vo všetkých fázach nakladania s kalom od jeho vzniku až po konečný stupeň jeho zhodnotenia alebo zneškodnenia. Preto je potrebné dôsledne budovať kalový manažment v závislosti od vybraného finálneho spôsobu nakladania s kalom. V prípade aplikácie ťažkých kovov do pôdy je potrebné pripravovať sa na vstup do druhej fázy legislatívneho procesu zvyšovania bezpečnosti tohoto procesu a tým aj zvyšovania kvality kalu. Vhodná technológia musí poskytovať dostatočnú mieru stabilizácie a hygienizácie a zároveň bude musieť zaistiť redukciu konkrétnej organickej kontaminácie na prípustnú hladinu. Znečistenie, ktoré ohrozuje proces zhodnocovania kalu je potrebné obmedzovať už na vstupe do kanalizačnej siete [24].

2.1 Zahustenie kalu

Predstavuje najjednoduchší technologický proces, ktorý sa ako počiatočná fáza odvodňovania realizuje v zahušťovacom bubne ALFALAVAL. Získaná voda sa vracia naspäť do aktivácie a kal je zahusťovaný na sušinu 7,5% [1].

2.2 Vyhnívanie kalu

Prebieha vo vyhnívacích komorách, predtým sa volali septiky. Dnes sa príslušné kaly spracovávajú takmer výhradne methanizáciou. Zo zahusťovacích nádrží je čerpaný kal do vyhnívacích komôr, kde vyhnije v uzavretom priestore pri teplote 40 až 45°C .

Výhodou tohoto procesu je evidentne hmotnostný a aj objemový úbytok organickej hmoty. Hlavné výhody sú v tom, že sa potlačí pôvodná biocenóza a zníži sa výskyt patogenných mikroorganizmov [1].

2.3 Využitie a likvidácia kalu

Táto problematika nabera stále na význame, lebo zloženie vodného odpadu je čoraz rôznorodejšie. Kaly podľa svojho zloženia je možné upraviť a likvidovať. Niekedy sa kal používa na hnojenie, alebo na kompostovanie, ako je spomenuté v článku [25]

Článek vychádza z riešenia úloh: "Množstvo a hodnotenie spôsobu využitia kalu z ČOV". Cieľom riešenia je hodnotenie možností a spôsobov nakladania s čistiarenskými kalmi v ČR, v súlade s novým zákonom č. 185/2001 Sb., o odpadoch a jeho prevádzajúcimi predpismi, zvlášť vyhláškou MŽP č. 382/2001 Sb., o podmienkach použitia upraveného kalu na hospodárske účely. Cieľom úlohy je rozširovať znalosti pre optimálne riešenie záchrany organickej hmoty v životnom kolobehu a publikovať jeho výsledky. Konkrétne ide o vývoj a overovanie nástrojov pre hodnotenie účinnosti zákona o odpadoch a o posudzovaní ďalších metód využívania a odstraňovania kalov z ČOV, ako je napr. kompostovanie a rekultivácia.

II. PRAKTICKÁ ČÁST

3 HISTÓRIA ČOV POVAŽSKÁ BYSTRICA

Prvá čistiareň odpadových vôd v Považskej Bystrici vznikla 1.1. 1963. Na prítoku bol dvojkomorový pieskový lapač, čerpacia stanica odpadovej vody, ktorú tvorili štyri čerpadlá HAFW, dve usadzovacie nádrže a jedna aktivačná nádrž. Do kalovej linky patrili iba vyhnívacie nádrže a kalové polia.

Prvá rekonštrukcia ČOV bola dokončená a skolaudovaná v roku 1988. Vstup čistiarne tvorila čerpacia stanica – štyri šnekové čerpadlá, dve o výkone (440 l/s.), dve o 1000 l/s. Hrubé predčistenie tvorili dve usadzovacie nádrže a jedna dažďová nádrž (každá mala 705,3 m³). Aktiváciu tvorili dve aktivačné nádrže (2x 2016 m³) a obdĺžniková, dosadzovacia nádrž (1450 m³).

Druhá rekonštrukcia čistiarne začala v roku 2002 a dokončená bola v roku 2006. Mechanický stupeň čistenia zahŕňa: odľahčovaciu komoru, lapač štrkov, dve šnekové čerpadlá nahradili dve čerpadlá ABS, hrubé predčistenie, dve usadzovacie nádrže, jedna dažďová nádrž. Do biologického stupňa čistenia patria dve anaeróbne nádrže, dve aerobné nádrže a do dočisťovacieho stupňa sú zahrnuté dosadzovacie nádrže. Surový kal z usadzovacej nádrže je vedený do šachty kalu, odkiaľ je čerpaný do vyhnivacích komôr. Plyn z vyhnivacích komôr je odvádzaný do plynojemu.

Dňa 19.12. 2006 vydal Obvodný úrad životného prostredia v Považskej Bystrici súhlas zo začatím prevádzky časti vodnej stavby „ Považská Bystrica – rekonštrukcia a intenzifikácia čistiarne odpadových vôd. “

ČOV v Považskej Bystrici má danú skúšobnú dobu od 1. januára 2007 do 31. marca 2008.

Po túto dobu musí ČOV v Považskej Bystrici dodržiavať tieto dané limity pre vypúšťanie odpadových splaškových vôd (Príloha č.1 str. : Rozhodnutie o schválení skúšobnej doby ČOV v Považskej Bystrici):

Tabuľka č. II: Limitné hodnoty pre jednotlivé bilančné hodnoty

Ukazovateľ	Koncentrácia [mg/l]		Bilančné hodnoty	
	Priemerná	Maximálna	[kg/deň]	[t/rok]
BSK	20	30	224,6	82
ChSK _{Cr}	90	125	1 010,7	368,9
NL	20	40	224,6	82
N-NH ₄	15	25	168,5	61,5
	15	30	168,5	61,5
N _{celkový}	20	30	224	82
	25	40	280	102,5
P _{celkový}	5,0	7,0	56,2	20,5

4 STANOVENIE DUSÍKU

4.1 Katalytická mineralizácia po redukcii Devardovou zliatinou

Je to postup stanovenia dusíka prítomného vo vode vo forme amónnych iónov, dusitanov, dusičnanov a organických zlúčenín dusíka, ktoré za podmienok metódy možno previesť na amónne ióny. Kyslíkaté zlúčeniny dusíka sa Devardovou zliatinou zredukujú na amónne ióny. Po odparení takmer do sucha za prítomnosti koncentrovanej kyseliny sírovej obsahujúcej vysokú koncentráciu síranu draselného, ktorý zvyšuje teplotu varu zmesi, a za prítomnosti medi, ktorá pôsobí ako katalyzátor, sa všetky dusíkaté zlúčeniny prevedú na síran amónny.

Pridaním alkálie sa zo zmesi uvoľní amoniak, ktorý sa vydestiluje do zmesi kyseliny boritéj - indikátor. Amoniak sa v destiláte stanoví buď titráciou štandardným roztokom kyseliny alebo spektrometricky pri vlnovej dĺžke 655 nm.

4.1.1 Rušivé vplyvy

Ak sa príliš predĺži čas mineralizácie, získané výsledky môžu byť zaťažené negatívnou chybou. Aby sa tento vplyv mineralizoval, musí sa starostlivo dodržiavať postup opísaný v kap. 4.1.4.

Známe je, že niektoré organické dusíkaté zlúčeniny ťažko podliehajú mineralizácii. V tabuľke 1A (príloha č.1) sú informácie o výťažnosti dusíka z rôznych zlúčenín.

4.1.2 Odber vzoriek

Vzorky sa odoberajú do polyetylénových alebo sklenených fliaš. Analyzujú sa čo najskôr alebo sa uskladňujú pri teplote od 2°C do 5°C, až kým sa neanalyzujú.

4.1.3 Chemikálie

Kyselina chlorovodíková – s hustotou 1,18 g/cm³.

Kyselina sírová – s hustotou 1,84 g/cm³.

Hydroxid sodný – roztok približne 300 g/l.

Devardova zliatina - v práškovej forme.

Síran draselný

Roztok kyseliny boritej – indikátor

Kyselina chlorovodíková – štandardný odmerný roztok $c[\text{HCl}] = 0,02 \text{ mol/l}$. Tento roztok možno pripraviť zriedením kyseliny chlorovodíkovej a následným stanovením jeho faktora zvyčajnými analytickými postupmi. Možno použiť aj komerčne dostupné roztoky zaručenej koncentrácie.

Glycín – roztok obsahujúci 10 mg dusíka na liter. Do odmernej banky z jednou značkou s objemom 1000 ml sa napipetuje 10 ml glycínového roztoku a doplní sa po značku. Roztok sa pripravuje čerstvý pre každú analyzovanú sériu vzoriek.

Dusičnan draselný – zásobný roztok obsahujúci 1000 mg dusíka na liter. V približne 750 ml vody sa rozpustí $7,215 \text{ g} \pm 0,001 \text{ g}$ dusičnanu draselného, ktorý sa predtým najmenej 2 h sušil pri 105°C . Roztok sa kvantitatívne preniesie do odmernej banky s jednou značkou s objemom 1000 ml a doplní sa po značku vodou.

Dusičnan draselný - štandardný roztok obsahujúci 10 mg dusíka na liter. Do odmernej banky s jednou značkou s objemom 500 ml sa napipetuje 5 ml zásobného roztoku a doplní sa po značku vodou.

4.1.4 Postup práce

4.1.4.1 Slepý pokus

Postupuje sa podľa 4.1.4.2, ale namiesto skúšobnej vzorky sa použije asi 50 ml vody. Zaznamená sa objem V_2 spotrebovanej kyseliny chlorovodíkovej.

4.1.4.2 Stanovenie

Do Kjeldahlovej banky sa napipetuje 50 ml vzorky. Pridá sa $4,0 \text{ ml} \pm 0,1 \text{ ml}$ kyseliny sírovej, $0,20 \text{ g} \pm 0,01 \text{ g}$ Devardovej zliatiny a $2,00 \text{ g} \pm 0,05 \text{ g}$ síranu draselného.

Po uplynutí najmenej 60 minút sa pridá niekoľko varných kamienkov a obsah banky sa varí za použitia účinného zariadenia na zachytávanie výparov (s digestoru). Postupne, ako sa odparuje voda, sa objem kvapaliny znižuje. Ak sa objaví biely dym, do hrdla Kjeldahlovej banky sa vloží malý filtračný lievik, aby sa znížilo odparovanie. Vzorka sa neodparuje do sucha. Teplota kvapaliny v tomto štádiu nesmie prekročiť 370°C . Po

skončení vývoja bielených dymov sa mineralizát priebežne sleduje. Keď sa stane bezfarebný alebo nadobudne slabé zelené sfarbenie, pokračuje zahrievanie ďalších (60 ± 5) minút.

Po mineralizácii sa banka nechá vychladnúť na teplotu miestnosti. Medzitým sa do predlohy destilačnej aparatury odmeria $20 \text{ ml} \pm 2 \text{ ml}$ roztoku kyseliny boritej - indikátor. Spodný koniec chladiča musí byť pod hladinou roztoku.

Do Kjeldahlovej banky sa opatrne pridá $10 \text{ ml} \pm 1 \text{ ml}$ vody. Potom sa odmerným valcom pridá 25 nml roztoku hydroxidu sodného a banka sa ihneď napojí na destilačnú aparaturu.

Destilačná banka sa zahrieva tak, aby sa destilovalo približne 5 ml destilátu za minútu. Keď objem destilátu dosiahne približne 30 ml, destilácia sa ukončí. Destilát sa titruje kyselinou chlorovodíkovou s koncentráciou 0,02 mol/l do purpurového sfarbenia (bodu ekvivalencie) za použitia indikátora, ktorý je už prítomný v predlohe. Zaznamená sa spotreba.

4.1.5 Experimentálna časť

4.1.5.1 Spôsob výpočtu

Celková koncentrácia dusíka ρ_N , vyjadrená v miligramoch na liter, sa vypočíta pomocou vzorca

$$\rho_N = \frac{V_1 - V_2}{V_0} \times c[\text{HCl}] \times 14,01 \times 1000$$

kde V_0 je objem vzorky použitý na stanovenie v mililitroch (obyčajne 50 ml)

V_1 objem štandardného roztoku kyseliny chlorovodíkovej spotrebovanej na titráciu v mililitroch

V_2 objem štandardného roztoku kyseliny chlorovodíkovej spotrebovanej na titráciu slepého pokusu v mililitroch

$c[\text{HCl}]$ presná koncentrácia kyseliny chlorovodíkovej použitej na titráciu v moloch na liter ; 14,01 relatívna atómová hmotnosť dusíka.

Výsledky sa vyjadria buď ako hmotnostná koncentrácia dusíka ρ_N , v miligramoch na liter, alebo ako molárna koncentrácia dusíka c_N , v mikromóloch na liter.

$$c_N = 71,4\rho_N$$

4.1.5.2 Poznámky k postupu

Výtťažnosť dusíka sa kontroluje stanovením, v ktorom sa namiesto vzorky použije glycínový roztok. Podobne sa výtťažnosť dusičnanov kontroluje stanovením, v ktorom sa namiesto vzorky použije dusičnanový roztok. Koncentrácia dusíka stanovená v týchto roztokoch musí v každom prípade ležať medzi 9,5 mg/l a 10,5 mg/l. Ak to tak nie je, treba starostlivo a do detailov skontrolovať pracovný postup, aby sa určila príčina nesprávnych výsledkov.

4.2 Spektrometrická metóda s kyselinou sulfosalicilovou

Podstatou skúšky je spektrometrické meranie žltej zrazeniny, ktorá vznikla reakciou kyseliny sulfosalicilovej s dusičnanmi a následnou alkalizáciou.

4.2.1 Chemikálie

Kyselina sírová

Kyselina octová, ľadová

Alkalický roztok 50 g/l

Azid sodný – roztok $\rho_{NaN_3} = 0,5 \text{ g/l}$

Salicylan sodný – roztok $\rho_{HO-C_6H_4-COONa} = 10 \text{ g/l}$

Dusičnan – zásobný štandardný roztok $\rho_N = 1000 \text{ mg/l}$

Dusičnan – štandardný roztok $\rho_N = 100 \text{ mg/l}$

Dusičnan – pracovný štandardný roztok $\rho_N = 1 \text{ mg/l}$.

4.2.2 Postup skúšky

4.2.2.1 Skúšobný objem vzorky

Najväčší skúšobný objem vzorky na stanovenie koncentrácie dusičnanového dusíka do $\rho_N = 0,2 \text{ mg/l}$ je 25 ml. Na stanovenie vyšších koncentrácií dusičnanov sa podľa

potreby používajú menšie skúšobné objemy vzoriek. Pred odmeraním skúšobného objemu sa vzorky, ktoré obsahujú nerozpustné látky, nechajú usadiť alebo sa odstredia, prípadne sa prefiltrujú cez premytý filtračný papier zo sklenených vlákien. Vzorky, ktorých pH je väčšie ako 8, sa pred odmeraním skúšobného objemu vzorky neutralizujú kyselinou octovou.

4.2.2.2 Slepý pokus

Slepý pokus sa spracováva súbežne so stanovením vo vzorke. Namiesto skúšobného objemu vzorky sa použije $5,00 \text{ ml} \pm 0,05 \text{ ml}$ vody. Odmerná absorpcia sa označí ako A_b .

4.2.2.3 Vyfarbenie

Do série čistých odparovacích misiek sa byretou odmeria 1 ml; 2 ml; 3 ml; 4 ml; a 5 ml pracovného štandardného roztoku dusičnanu. To zodpovedá množstvám dusičnanového dusíka $m(N)$ 1 μg ; 2 μg ; 3 μg ; 4 μg a 5 μg v príslušných miskách.

Do každej misky sa pridá 0,5 ml roztoku azidu sodného a potom 0,2 ml kyseliny octovej. Po uplynutí aspoň 5 min sa zmes odparí do sucha vo vriacom vodnom kúpeli. Potom sa pridá 1 ml roztoku salicylanu sodného a po premiešaní sa zmes znovu odparí vo vodnom kúpeli do sucha. Misky sa vyberú z vodného kúpeľa a nechajú sa ochladiť na laboratórnu teplotu.

Pridá sa 1,00 ml kyseliny sírovej a odparok na miske sa rozpustí jemným otáčavým pohybom. Zmes sa nechá stáť asi 10 min. Potom sa pridá 10 ml vody a potom 10 ml alkalického roztoku. Zmes sa kvantitatívne prenesie do odmernej banky s objemom 25 ml, ale objem sa zatiaľ nedoplní po značku. Banka sa umiestni na 10 min do vodného kúpeľa vyhriateho na 25°C . Potom sa banka vyberie a objem sa doplní po značku vodou.

4.2.2.4 Spektrometrické meranie

Hodnota absorbancie roztoku sa meria pri 415 nm v kyvetách s optickou dráhou 40 mm alebo 50 mm oproti destilovanej vode v referenčnej kyvete. Nameraná hodnoty absorbancie sa označia A_s .

4.3 Výsledky stanovenia

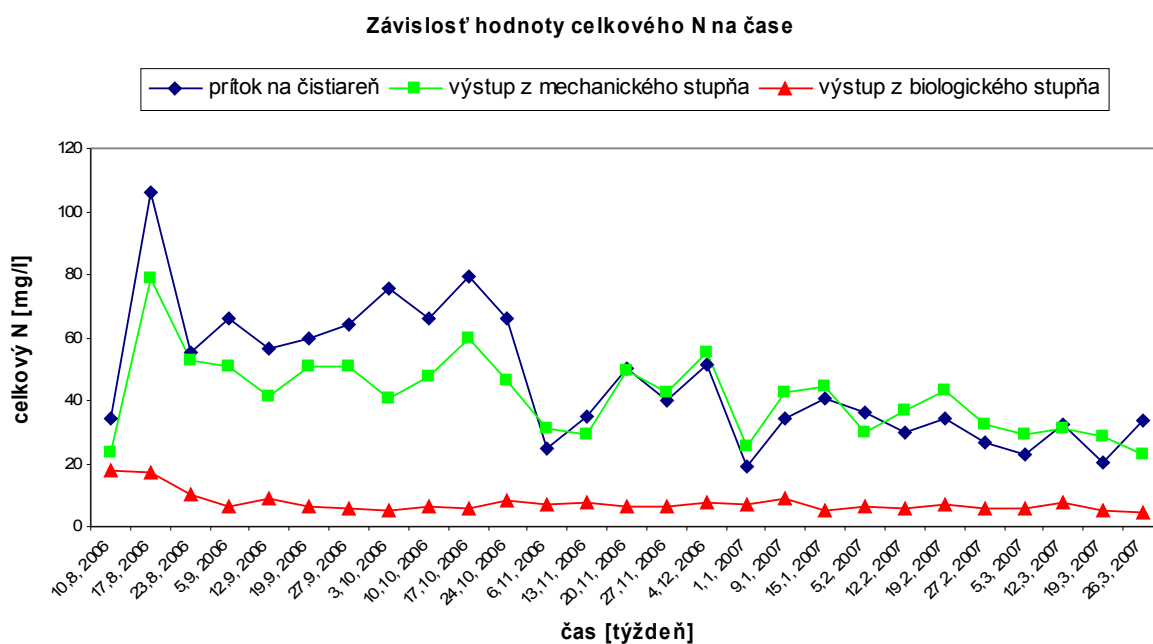
Katalytická mineralizácia po redukcii Devardovou zliatinou bola prevedená podľa Medzinárodnej normy STN ISO 10048 [26] a spektrometrická metóda s kyselinou sulfosalicylovou bola spravená podľa Medzinárodnej normy STN ISO 7890-3 [27]

Vzorky boli odobraté na ČOV v Považskej Bystrici na prítoku, výstupe z mechanického stupňa a výstupe z biologického stupňa.

Tabuľka č.III: Namerané a vypočítané hodnoty celkového N v roku 2007 na ČOV v Považskej Bystrici.

dátum	prítok [mg/l]	Výstup z mechanického stupňa [mg/l]	výstup biologického stupňa [mg/l]
10,8, 2006	34,4	23,4	18
17,8, 2006	106,2	78,6	17,4
23,8, 2006	55	52,8	10
5,9, 2006	66	51	6,6
12,9, 2006	56,6	41	8,6
19,9, 2006	60	50,8	6,6
27,9, 2006	64,3	50,7	6
3,10, 2006	75,4	40,6	5,2
10,10, 2006	66	47,4	6,2
17,10, 2006	79,2	59,4	5,9
24,10, 2006	66	46,6	8,2
6,11, 2006	25	31,1	6,8
13,11, 2006	35	29,5	7,4
20,11, 2006	50,2	49,4	6,4
27,11, 2006	39,9	42,3	6,5
4,12, 2006	51,3	55,3	7,5
1,1, 2007	19,2	25,2	6,7
9,1, 2007	34,5	42,4	8,9
15,1, 2007	40,7	44,6	5,1
5,2, 2007	36,3	29,9	6,4
12,2, 2007	29,6	36,52	5,58
19,2, 2007	34,2	43,2	6,98
27,2, 2007	26,5	32,1	5,66
5,3, 2007	22,8	29	5,49
12,3, 2007	32,58	31,2	7,52
19,3, 2007	20,1	28,8	5,15

26,3, 2007	33,9	22,6	4,24
------------	------	------	------



Obr. č. IV: Závislosť hodnoty celkového N na čase v roku 2007.

4.4 Záver

Dusík sa z čistiarene odpadových vôd v Považskej Bystrici odstraňuje biologicky. Limitná hodnota, ktorá je daná Okresným úradom Životného prostredia v Považskej Bystrici, na celkový dusík je 20 mg/l. Priemerná hodnota, ktorá bola zistená meraním je 8,79 mg/l, čo značí, že celkový dusík po rekonštrukcii sa odstraňuje veľmi dobre.

Celkový dusík z roku 1999 nebol meraný, ale limitná priemerná hodnota na tento rok bola daná 30 mg/l a maximálna limitná hodnota bola 45 mg/l.

5 STANOVENIE HODNOTY PH

Meranie hodnoty pH má veľký význam pre rôzne typy vzoriek. Vysoké a nízke hodnoty pH sú toxické pre vodné organizmy, či už priamo, alebo nepriamo. Je to najdôležitejší ukazovateľ používaný pri hodnotení korozívnych vlastností vodného prostredia. Takisto je dôležitý pre efektívnu prevádzku procesov úpravy vody a na ich kontrolu (napríklad flokuláciu a dezinfekciu chlórom), na kontrolu neželateľnej vlastnosti pitnej vody rozpúšťať olovo, na kontrolu biologického čistenia splaškovej vody a vypúšťanej splaškovej vody.

Používajú sa rôzne metódy stanovenia, od jednoduchých s použitím indikátorového papierika až po náročné metódy s použitím pH-metra. Stanovenie pH sa môže klasifikovať do dvoch skupín a to na kolorometrické a elektrometrické metódy.

Kolorometrické metódy využívajú indikátory, ktoré vytvárajú rozsah farieb pri rozdielnom pH. Ich správnosť je obmedzená a sú postačujúce iba na skúšky v teréne.

Elektrometrická metóda je založená na meraní elektromotorického napätia elektrochemického článku pozostávajúceho zo vzorky, sklenej elektródy a referenčnej elektródy. Touto metódou sa môže dosiahnuť smerodajná odchýlka $\Delta\text{pH} = 0,05$ alebo menšia. Ak má vzorka slabú iónovú silu, t.j. elektronická vodivosť je menšia ako 5 mS/m, potom sú na stanovenie pH potrebné špeciálne prístroje a zariadenia a špeciálne postupy.

5.1 Rušivé vplyvy

Na meranie pH majú rušivý vplyv teplota, niektoré plyny a organické materiály. Výrazné chyby môžu spôsobiť vo vzorke nerozpustené látky. Preto sa vzorka nechá sedimentovať a elektródy sa vložia do čistej frakcie. Alternatívne sa môže na meranie pH použiť ultrafiltrát.

Pri meraní splaškovej vody a povrchovej vody existuje vysoké riziko zamastenia elektród alebo znečistenia membrán a diafragiem olejmi, tukmi a inými znečisťujúcimi látkami. V prípade referenčných elektród sa znečisteniu elektród dá predísť. Ak sa v diafragme zráža, napríklad sulfid strieborný alebo vločky bielkovín, je potrebné vytvoriť elektrolitycký mostík medzi vzorkou a referenčnou elektródou prostredníctvom inertných elektrolytov. Elektródy sa musia pravidelne čistiť.

5.2 Odber vzoriek a vzorky

Hodnota pH sa môže rýchlo zmeniť v dôsledku chemických, fyzikálnych alebo biologických procesov vo vzorke vody. Z tohto dôvodu sa pH meria čo najrýchlejšie po odbere vzorky, ale najneskoršie do 6 hodín od odberu vzorky. Ak to nie je v niektorých prípadoch možné alebo potrebné, na dno vzorkovnice sa zasunie pružná hadička vedúca od vzorkovacieho kohútika a vzorkovnica sa naplní tak, aby pretekala. Alternatívne sa fľaša prepláchnie vzorkou vody a ponorí do vzorky. Ak je to možné vzorkovnica sa naplní tak, aby sa nezvírila voda. Jemným pretrepaním sa zo vzorky odstránia všetky vzduchové bubliny a vzorkovnica sa zazátkuje. Analýza sa vykoná čo najskôr. Musí sa zabrániť zmenám teploty a výmene plynu s atmosférou.

5.3 Výsledky stanovenia

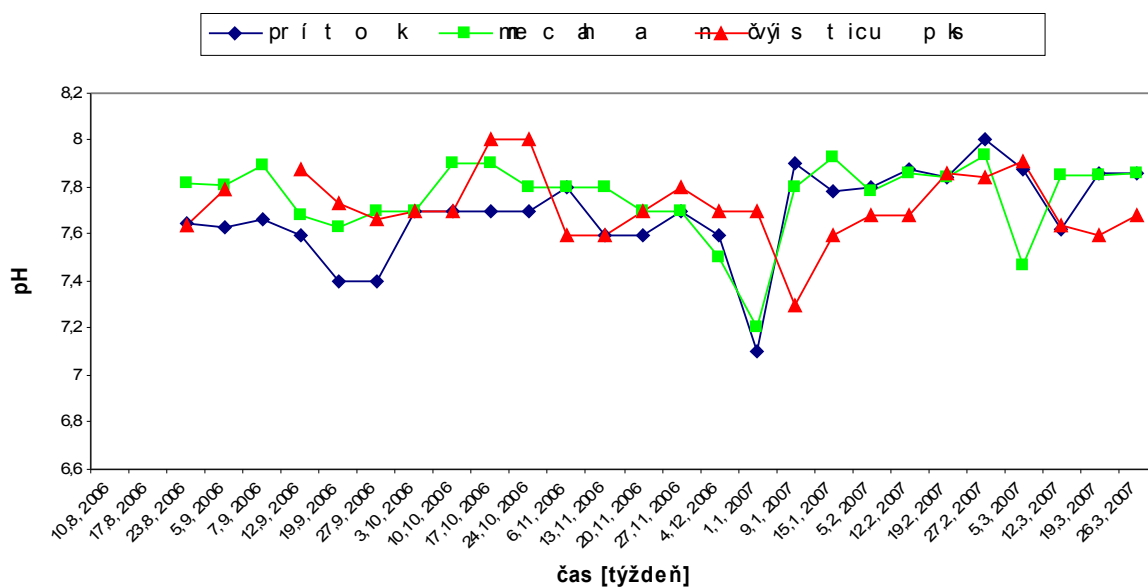
Vzorky vody na meranie hodnoty pH boli odobraté na vstupe do čistiarne, na výstupe z mechanického stupňa a na výstupe z biologického stupňa. Spôsob stanovenia hodnoty pH bol prevedený podľa Medzinárodnej normy STN ISO 10523 [28] a vzorky boli odobraté podľa kap. 5.2.

Tabuľka č.IV: Namerané hodnoty pH v roku 2007 na ČOV v Považskej Bystrici

dátum	pH na prítoku	pH z mechanického stupňa	pH z biologického stupňa
10,8, 2006			
17,8, 2006			
23,8, 2006	7,65	7,82	7,64
5,9, 2006	7,63	7,81	7,79
7,9, 2006	7,66	7,89	
12,9, 2006	7,6	7,68	7,88
19,9, 2006	7,4	7,63	7,73
27,9, 2006	7,4	7,7	7,66
3,10, 2006	7,7	7,7	7,7
10,10, 2006	7,7	7,9	7,7
17,10, 2006	7,7	7,9	8
24,10, 2006	7,7	7,8	8
6,11, 2006	7,8	7,8	7,6
13,11, 2006	7,6	7,8	7,6

20,11, 2006	7,6	7,7	7,7
27,11, 2006	7,7	7,7	7,8
4,12, 2006	7,6	7,5	7,7
1,1, 2007	7,1	7,2	7,7
9,1, 2007	7,9	7,8	7,3
15,1, 2007	7,78	7,93	7,6
5,2, 2007	7,8	7,78	7,68
12,2, 2007	7,88	7,86	7,68
19,2, 2007	7,84	7,84	7,86
27,2, 2007	8	7,94	7,84
5,3, 2007	7,88	7,47	7,91
12,3, 2007	7,62	7,85	7,64
19,3, 2007	7,86	7,85	7,6
26,3, 2007	7,86	7,86	7,68

Závislost' hodnoty pH na čase

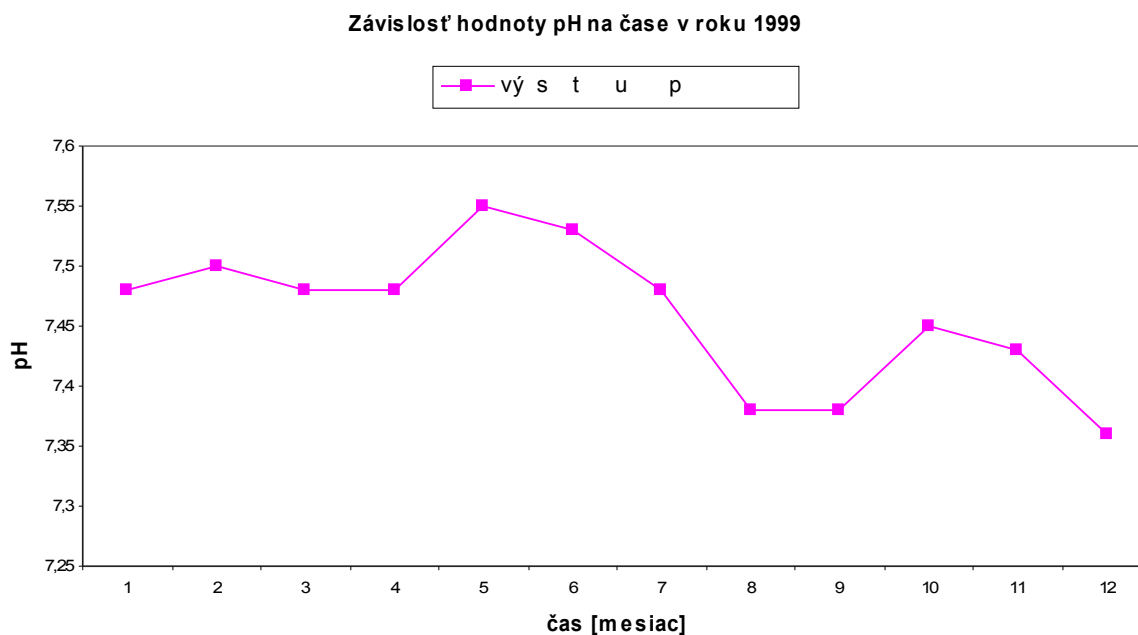


Obr. č. V: Závislost' hodnoty pH na čase v roku 2007

Tabuľka č.V: Namerané hodnoty pH v roku 1999 na ČOV v Považskej Bystrici

mesiac	1	2	3	4	5	6	7
pH na výstupe	7,48	7,5	7,48	7,48	7,55	7,53	7,48

mesiac	8	9	10	11	12
pH na výstupe	7,38	7,38	7,45	7,43	7,36



Obr. č. VI: Závislosť hodnoty pH na čase v roku 1999

5.4 Záver

Hodnota pH podľa danej Medzinárodnej normy STN ISO 10523 by mala vychádzať od 3 do 10. Podľa nášho merania, hodnota pH meraná na čistiarni odpadových vôd v Považskej Bystrici si drží hodnotu od 7 do 8, čo je veľmi dobrá hodnota.

Priemerná hodnota pH za rok 1999 bola 7,46. Dá sa povedať, že daná hodnota pH sa po rekonštrukcii čistiarne nezmenila, drží sa v rozmedzí od 7 do 8.

6 STANOVENIE CHEMICKEJ SPOTREBY KYSLÍKA

Chemická spotreba kyslíka (ChSK) vody stanovovaná metódou s dichrómanom sa môže považovať za približnú mieru teoretickej spotreby kyslíka, t.j. množstvo kyslíka spotrebovaného pri úplnej chemickej oxidácii organických látok na anorganické konečné produkty. Stupeň priblíženia sa výsledkov skúšky k teoretickej hodnote primárne závisí od úplnosti oxidácie. Veľký počet organických zlúčenín sa oxiduje v rozsahu od 90% do 100% a pre vody, kde takéto zlúčeniny sú dominantné, ako sú komunálne odpadové vody, je hodnota ChSK skutočnou mierou teoretickej spotreby kyslíka. Pre iné vody, ktoré obsahujú veľké množstvá niektorých látok, ktoré sa ťažko oxidujú za podmienok skúšky, je hodnota ChSK slabou mierou teoretickej spotreby kyslíka. Tento prípad môže nastať pri meraní v niektorých priemyselných odpadových vodách. Významnosť hodnoty ChSK teda závisí od zloženia skúmanej vody. Túto skutočnosť je nutné zvážiť pri posudzovaní výsledkov získaných metódou špecifikovanou v tejto medzinárodnej norme.

6.1 Podstata skúšky

Oxidovateľné látky v skúšobnom objeme vzorky sa oxidujú pomocou známeho množstva dichrómanu draselného v prítomnosti síranu ortuťnatého a strieborného katalyzátora v prostredí koncentrovanej kyseliny sírovej pod spätným chladičom v definovanom časovom intervale. Množstvo prítomných oxidovateľných látok sa v priebehu reakcie s dichrómanom znižuje. Nezreagovaný dichróman sa titruje roztokom síranu železnato amónneho. Hodnota ChSK sa vypočíta na základe množstva zredukovaného dichrómanu.

1 mól dichrómanu ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) je ekvivalentný 1,5 mólu kyslíka (O_2).

Ak množstvo chloridov v skúšobnom objeme vzorky je väčšie ako 1000 mg/l, musí sa použiť modifikovaný pracovný postup.

6.2 Odber vzoriek a vzorky

Laboratórne vzorky sa musia odoberať prednostne do sklenných fliaš, hoci vhodné sú aj fľaše z polyetylénu. Analyzujú sa čo najskôr a nie neskôr ako 5 dní po odbere. Ak sa vzorky pred analýzou musia uskladniť, pridá sa 10 ml kyseliny sírovej na liter vzorky.

Vzorky sa skladujú pri teplote od 0°C do 5°C. Vzorkovnice sa pretrepú, aby sa pri odbere skúšobného objemu vzorky na analýzu zaistila ich homogenita.

6.3 Chemikálie

Kyselina sírová - $c(H_2SO_4) = 4 \text{ mol/l}$. Do objemu približne 500 ml vody sa po dávkach opatrne pridá 220 ml kyseliny sírovej ($\rho = 1,84 \text{ g/ml}$). Roztok sa ochladí a zriedi sa na objem 1000 ml.

Síran strieborný – kyselina sírová - do objemu 35 ml vody sa pridá 10g síranu strieborného (Ag_2SO_4). Po dávkach sa pridá 965 ml kyseliny sírovej ($\rho = 1,84 \text{ g/ml}$). Vzniknutá zmes sa nechá stáť 1 alebo 2 dni, kým sa síran strieborný nerozpustí. Rozpúšťanie sa urýchľuje miešaním.

Dichroman draselný – štandardný referenčný roztok, $c(K_2Cr_2O_7) = 0,040 \text{ mol/l}$, obsahujúci soľ ortuti. V objeme 800 ml vody sa rozpustí 80 g síranu ortuťnatého ($HgSO_4$). Opatrne sa pridá 100 ml kyseliny sírovej ($\rho = 1,84 \text{ g/ml}$). Po ochladení sa roztok rozpustí 11,768 g dichromanu draselného, sušeného pri 105 ° C počas 2 hodín. Roztok sa kvantitatívne preniesie do odmernej banky s objemom 1 000 ml, ktorá sa doplní po značku vodou.

Síran železnatoamónny – štandardný odmerný roztok, $c[(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O] \approx 0,12 \text{ mol/l}$.

Vo vode sa rozpustí 47,0 g hexahydrátu síranu železnatoamónneho. Do roztoku sa pridá 20 ml kyseliny sírovej ($\rho = 1,84 \text{ g/ml}$). Po vychladení sa roztok zriedi vodou na objem 1 000 ml. Tento roztok sa musí denne štandardizovať podľa nasledujúceho postupu:

10,0 ml roztoku dichromanu draselného sa zriedi na približne 100 ml kyselinou sírovou. Tento roztok sa štandardizuje titráciou sa síranom železnatoamónnym s použitím 2 alebo 3 kvapiek indikátora ferroínu.

Koncentrácia síranu železnatoamónneho, c , vyjadrená v moloch na liter sa vypočíta podľa vzťahu:

$$\frac{10 \times 0,040 \times 6}{V} = \frac{2,4}{V}$$

kde V je objem spotrebovaného roztoku síranu železnatoamónneho v mililitroch.

Hydrogénftalan draselný – štandardný referenčný roztok, $c(KC_8H_5O_4) = 2,0824 \text{ mmol/l}$.

Vo vode sa rozpustí 0,425 g hydrogenftalanu draselného sušeného pri 105 °C a roztok sa zriedi na objem 1 000 ml.

Teoretická hodnota ChSK tohto roztoku je 500 mg/ml.

Ferroín – roztok indikátora

6.4 Postup skúšky

6.4.1 Stanovanie

Odoberie sa 10,0 ml vzorky (ak je nutné, zriedenej) do reakčnej banky a pridá sa 5,00 ml \pm 0,01 ml roztoku dichrómanu draselného. Do skúšobného objemu vzorky sa pridá niekoľko varných teliesok a roztok sa dobre premieša.

Pomaly sa pridá 15 ml roztoku zmesi síranu strieborneho – kyseliny sírovej a ihneď po pridaní sa reakčná banka pripojí na spätný chladič.

V priebehu 10 minút sa reakčná zmes zahreje do varu a varí sa ďalších 110 minút.

Teplota reakčnej zmesi má byť 148 °C \pm 3 °C.

Reakčná banka sa okamžite ochladí na teplotu približne 60 °C ponorením do studenej vody a spätný chladič sa prepláchne malým množstvom vody. Potom sa spätný chladič odpojí a reakčná zmes sa zriedi na objem približne 75 ml a vychladí sa na laboratórnu teplotu.

K reakčnej zmesi sa pridajú 1 alebo 2 kvapky ferroínu ako indikátora a zvyšok dichrómanu sa titruje roztokom síranu železnato amónneho.

6.4.2 Slepý pokus

Pri každej sérii meraní sa súbežne uskutočnia dva slepé pokusy podľa postupu uvedeného v 6.4.1, pričom sa použije 10,0 ml vody namiesto skúšobného objemu vzorky.

6.5 Experimentálna časť

Hodnota chemickej spotreby kyslíka, ChSK, vyjadrená v miligramoch kyslíka na liter, je daná vzťahom

$$\frac{8000c(V_1 - V_2)}{V_0}$$

Kde c je koncentrácia síranu železnato amónneho, v moloch

V_0 skúšobný objem vzorky, v mililitroch, pred riedením

V_1 objem síranu železnato amónneho v mililitroch spotrebovaného pri titracii pri slepom pokuse

V_2 objem síranu železnato amónneho v mililitroch spotrebovaného pri titracii pri analýze skúšobného objemu vzorky.

8000 mólová hmotnosť $\frac{1}{2}$ O₂ v miligramoch na mól.

6.6 Výsledky stanovenia

Skúška ChSK bola prevedená podľa Medzinárodnej normy STN ISO 6060 [29].

Vzorky boli odoberané na ČOV v Považskej Bystrici podľa daného postupu viz. kap.6.2 a to na prítoku, výstupe z mechanického stupňa a výstupe z biologického stupňa.

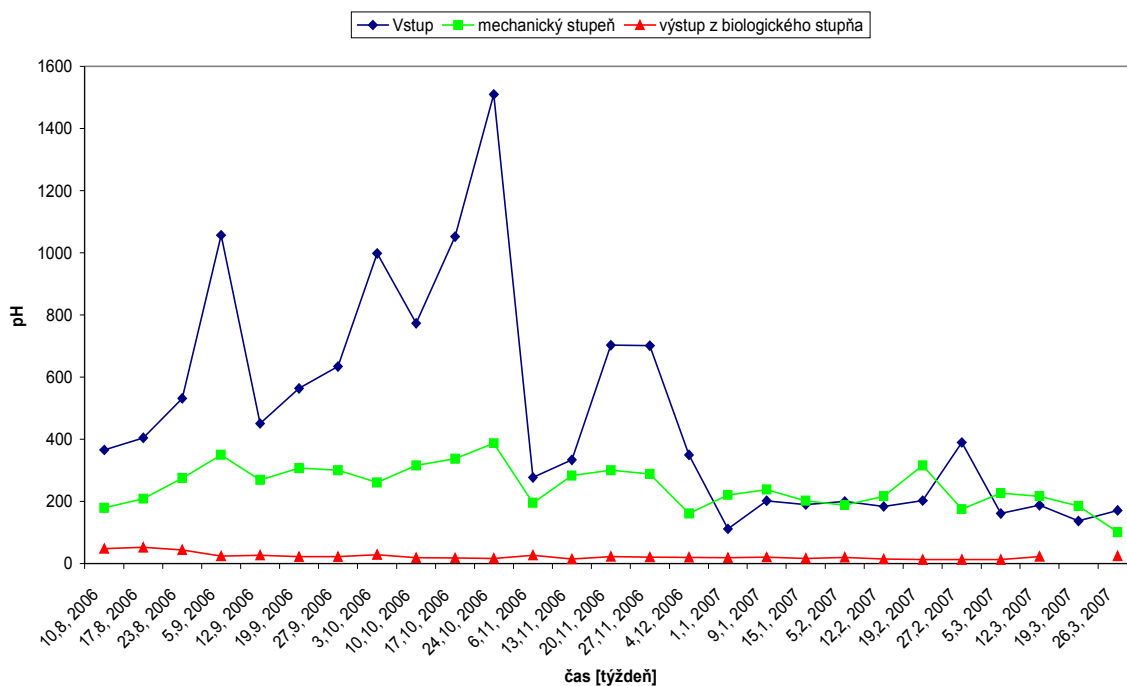
Postup skúšky, bol dodržaný podľa kap. 6.4.

Tabuľka č.VI: Namerané hodnoty ChSK v roku 2007

dátum	ChSK na prítoku [mg/l]	ChSK mechanický stupeň [mg/l]	ChSK biologický stupeň [mg/l]
10,8, 2006	366	179	48
17,8, 2006	405	209	52
23,8, 2006	532	275	44
5,9, 2006	1057	350	24
12,9, 2006	451	269	27
19,9, 2006	564	307	22
27,9, 2006	634	300	22
3,10, 2006	998	261	29
10,10, 2006	773	316	19
17,10, 2006	1052	337	18
24,10, 2006	1510	387	17
6,11, 2006	277	195	27
13,11, 2006	334	283	15
20,11, 2006	703	300	23

27,11, 2006	701	288	21
4,12, 2006	350	161	20
1,1, 2007	112	221	19
9,1, 2007	202	238	21
15,1, 2007	190	202	17
5,2, 2007	200	188	20
12,2, 2007	184	217	15
19,2, 2007	203	316	13
27,2, 2007	390	175	13
5,3, 2007	161	227	13
12,3, 2007	188	217	23
19,3, 2007	137	185	
26,3, 2007	171	101	25

Závislost' zmeny hodnoty ChSK na čase



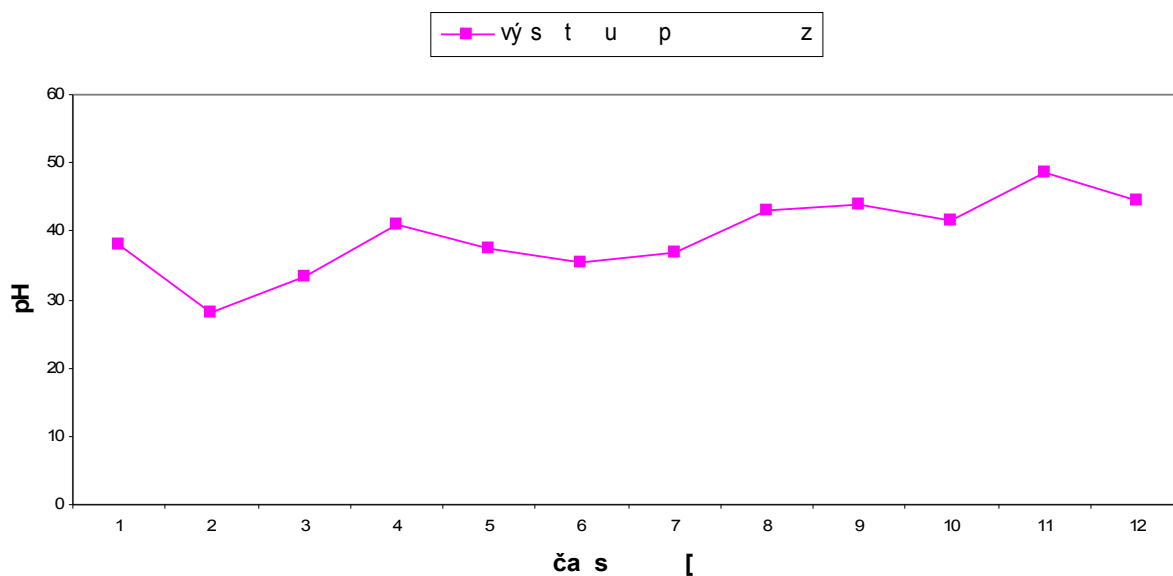
Obr. č. VII: Závislost' hodnoty ChSK na čase v roku 2007

Tabuľka č.VII: Namerané hodnoty ChSK v roku 1999 na ČOV v Považskej Bystrici.

dátum	1	2	3	4	5	6	7
ChSK výstup [mg/l]	38	28	33,5	41	37,5	35,3	37
dátum	8	9	10	11	12		

ChSK výstup [mg/l]	43	43,8	41,5	48,5	44,5
--------------------	----	------	------	------	------

Z á v i s l o s t'



Obr. č.VIII: Závislost' hodnoty ChSK na výstupe z biologického stupňa z roku 1999

6.7 Záver

ChSK sa na čistiarni odpadových vôd v Považskej Bystrici stanovuje podľa Medzinárodnej normy STN ISO 6060. Limitná hodnota na $ChSK_{Cr}$ daná Obvodným úradom životného prostredia v Považskej Bystrici je 90 mg/l.

Nameraná priemerná hodnota $ChSK_{Cr}$ na výstupe z biologického stupňa je 24,81 mg/l.

V roku 1999 bola limitná priemerná hodnota $ChSK_{Cr}$ na výstupe 50 mg/l a nameraná priemerná hodnota bola 39,3 mg/l.

S porovnaním výsledkov v roku 1999 a 2007 sa hodnota chemickej spotreby kyslíku dnes znížila na výstupe o 36%.

7 STANOVENIE CELKOVÉHO FOSFORU PO MINERALIZÁCII ZMESOU KYSELINY DUSIČNEJ A KYSELINY SÍROVEJ

V odpadových ale aj povrchových vodách sa fosfor vyskytuje v rôznych formách. Z hľadiska analytického stanovenia rozlišujeme anorganické fosforečnany, takzvané ortofosforečnany, hydrolyzované fosforačnany a fosfor viazaný v organických látkach.

Všetky tieto formy fosforu spôsobujú záťaž životného prostredia, hneď po organickom uhlíku a dusíku a nemalou mierou sa podieľajú na eutrofizácii recipientu. Z iného pohľadu, absencia fosforu v odpadových vodách znemožňuje jej biologické čistenie a fosfor sa musí dodávať.

7.1 Chemikálie

Kyselina sírová - $c(H_2SO_4) \approx 4,5 \text{ mol/l}$

Kyselina askorbová - $\rho = 100 \text{ g/l}$. V 100 ml vody sa rozpustí $10 \text{ g} \pm 0,5 \text{ g}$ kyseliny askorbovej ($C_6H_8O_6$).

Kyslý molybdenan II. – K 70 ml vody sa opatrne pridá $230 \text{ ml} \pm 0,5 \text{ ml}$ kyseliny sírovej : $c(H_2SO_4) \approx 9 \text{ mol/l}$ ochladí sa. V 100 ml vody sa rozpustí $13 \text{ g} \pm 0,5 \text{ g}$ tetrahydrátu heptamolybdenánu amonného $[(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O]$. Pridá sa do roztoku kyseliny a dobre sa premieša. V 100 ml vody sa rozpustí $0,35 \text{ g} \pm 0,5 \text{ g}$ hemihydrátu vínanu draselnoantimonitého $[K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 1/2H_2O]$. Pridá sa do kyslého roztoku molybdenánu a dobre sa premieša.

Pentahydrát tiosíranu sodného – V 100 ml vody sa rozpustí $1,20 \text{ g} \pm 0,5 \text{ g}$ pentahydrátu tiosíranu sodného ($Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$). Ako konzervačné činidlo sa pridá $0,05 \pm 0,005 \text{ g}$ bezvodého uhličitanu sodného (Na_2CO_3).

Kyselina sírová - $\rho(H_2SO_4) = 1,84 \text{ g/ml}$

Kyselina dusičná - $\rho(HNO_3) = 1,40 \text{ g/ml}$

Hydroxid sodný - $c(NaOH) = 8 \text{ mol/l}$, roztok

7.2 Odber vzorky

Laboratórne vzorky sa odoberú do polyetylénových, polyvinylchloridových alebo prednostne do sklenených fľaš. V prípade nízkych koncentrácií fosforečnanov sa použijú sklenené fľaše. Nemali by sa používať vzorkovnice s tesniacimi uzávermi, ktoré môžu obsahovať fosfor.

7.2.1 Príprava skúšobnej vzorky

Na 100 ml neprefiltrovannej skúšobnej vzorky sa pridá 1 ml kyseliny sírovej. pH vzorky má byť približne 1; ak nie je, pH sa upraví roztokom hydroxidu sodného alebo kyselinou sírovou. Až do analýzy sa skladuje na chladnom tmavom mieste.

Ak sa má stanovovať celkový rozpustený fosfor, vzorka sa prefiltruje.

7.3 Postup skúšky

7.3.1 Skúšobný objem vzorky

UPOZORNENIE. – Tento postup sa musí vykonať v dobre ventilovanom digestore.

Do Kjeldahlovej banky sa odpipetuje maximálne 40 ml skúšobnej vzorky. Opatrne sa pridajú 2 ml kyseliny sírovej a vírivým pohybom sa roztok premieša. Pridajú sa varné kamienky a roztok sa mierne ohreje až do vzniku bieleho dymu. Po ochladení sa opatrne po kvapkách za stáleho miešania pridá 0,5 ml kyseliny dusičnej a roztok sa ohrieva, kým neprestane vývoj hnedého dymu. Po ochladení sa vzorka upravuje pridaním potrebného množstva kvapiek kyseliny dusičnej za stáleho miešania, kým roztok nie je priehľadný a bezfarebný. Roztok sa ochladí a za stáleho miešania sa opatrne pridá 10 ml vody a ohrieva sa, kým sa neobjaví biely dym. Po ochladení sa za stáleho miešania opatrne pridá 20 ml vody. Počas chladenia a za stáleho miešania sa pridá roztok hydroxidu sodného, aby sa pH roztoku upravilo na hodnotu od 3 do 10. Po ochladení sa roztok prenesie do odmernej banky s objemom 50 ml. Kjeldahlova banka sa vypláchne malým množstvom vody a premývacia kvapalina sa zleje do banky.

7.3.2 Slepý pokus

Paralelne so stanovením sa vykoná slepý pokus rovnakým postupom s použitím rovnakých množstiev všetkých činidiel ako pri stanovení, ale namiesto skúšobneho objemu vzorky sa použije voda.

7.3.3 Kalibrácia

7.3.3.1 Príprava kalibračných roztokov

Pomocou odmernej pipety sa do Kjeldahlových baniek s objemom 200 ml prenesú vhodné objemy štandardného roztoku ortofosforečnanu, napríklad 1,0 ml; 2,0 ml; 4,0 ml; 5,0 ml; 6,0 ml; 7,0 ml; 8,0 ml; 9,0 ml a 10,0 ml.

Tieto roztoky zodpovedajú koncentráciám ortofosforečnanu ρ_p od 0,04 mg/l do 0,4 mg/l. Pokračuje sa postupom špecifikovaným v 7.2.1 od vety „, Opatrne sa pridajú 2 ml kyseliny sírovej a vírivým pohybom sa roztok premieša.

7.3.4 Vyfarbenie

Do každej banky s objemom 50 ml sa za stáleho miešania pridá 1 ml kyseliny askorbovej a po 30 sekundách 2 ml kyslého roztoku molybdénu II. Roztok sa doplní po značku vodou a dobre sa premieša.

7.3.5 Spektrometrické meranie

Po uplynutí 10 min. až 30 min. sa meria spektrometrom absorbanca každého roztoku pri vlnovej dĺžke 880 nm alebo pri vlnovej dĺžke 700 nm, ak sa môže akceptovať zníženie citlivosti. V referenčnej kyvete sa použije voda.

7.4 Experimentálna časť

7.4.1 Výpočet

Koncentrácia celkového fosforu, ρ_p , vyjadrená v miligramoch na liter, sa vypočíta podľa rovnice:

$$\rho_p = \frac{(A - A_0) \times V_{\max}}{f \times V_s}$$

- Kde A je absorbancia skúšobného objemu vzorky
- A_0 absorbancia nameraná pri slepom pokuse
- f smernica kalibračnej krivky vyjadrená v litroch na miligram (l/mg)
- V_{\max} objem odmernej banky (50 ml) vyjadrený v mililitroch (ml)
- V_s skutočný skúšobný objem vzorky vyjadrený v mililitroch (ml)

Do úvahy sa musí zobrať každé riedenie a aj riedenie vzorku kyselinou sírovou.

7.5 Výsledky stanovenia

Spektrometrická metóda stanovenia celkového fosforu bola prevedená podľa Európskej normy STN EN ISO 6878 [30].

Vzorky boli odoberané na ČOV v Považskej Bystrici podľa daného postupu viz. kap. 7.2 a to na prítoku, výstup z mechanického stupňa a výstup z biologického stupňa.

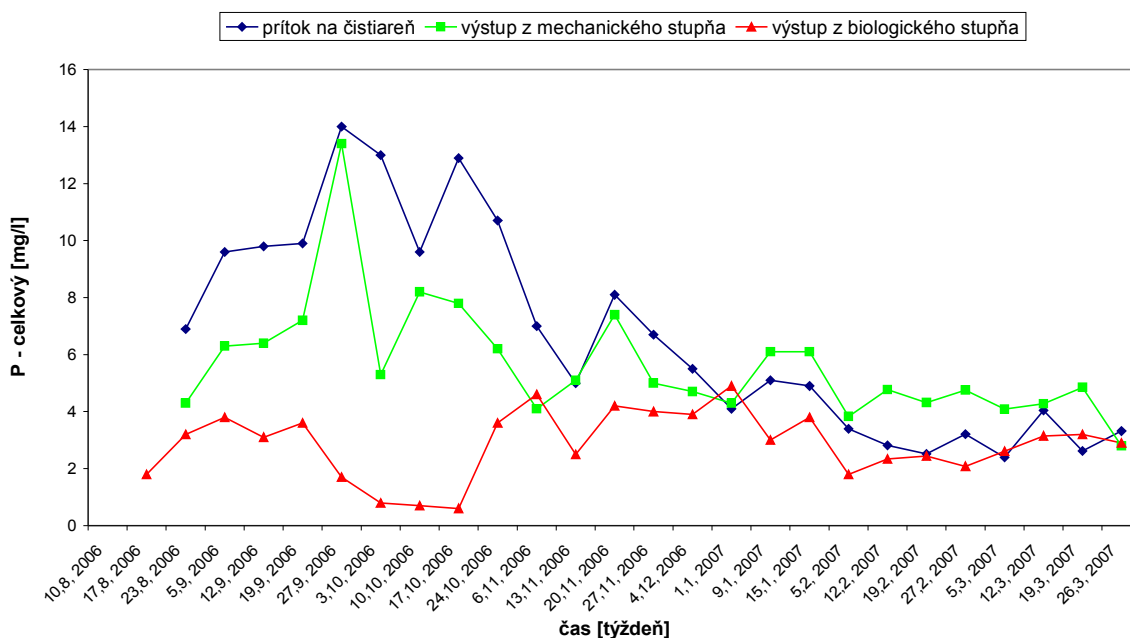
Postup skúšky, bol dodržaný podľa kap. 7.3.

Tabuľka č.VIII: Namerané hodnoty P – cel. v roku 2007.

dátum	prítok [mg/l]	Výstup z mechanického stupňa [mg/l]	výstup z biologického stupňa [mg/l]
10,8, 2006			
17,8, 2006			1,8
23,8, 2006	6,9	4,3	3,2
5,9, 2006	9,6	6,3	3,8
12,9, 2006	9,8	6,4	3,1
19,9, 2006	9,9	7,2	3,6
27,9, 2006	14	13,4	1,7
3,10, 2006	13	5,3	0,8
10,10, 2006	9,6	8,2	0,7
17,10, 2006	12,9	7,8	0,6
24,10, 2006	10,7	6,2	3,6
6,11, 2006	7	4,1	4,6
13,11, 2006	5	5,1	2,5
20,11, 2006	8,1	7,4	4,2
27,11, 2006	6,7	5	4
4,12, 2006	5,5	4,7	3,9
1,1, 2007	4,1	4,3	4,9

9,1, 2007	5,1	6,1	3
15,1, 2007	4,9	6,1	3,8
5,2, 2007	3,4	3,83	1,8
12,2, 2007	2,82	4,77	2,34
19,2, 2007	2,52	4,32	2,44
27,2, 2007	3,21	4,76	2,08
5,3, 2007	2,4	4,09	2,61
12,3, 2007	4,05	4,28	3,15
19,3, 2007	2,62	4,85	3,2
26,3, 2007	3,32	2,8	2,9

Závislost' hodnoty P-celkového na čase



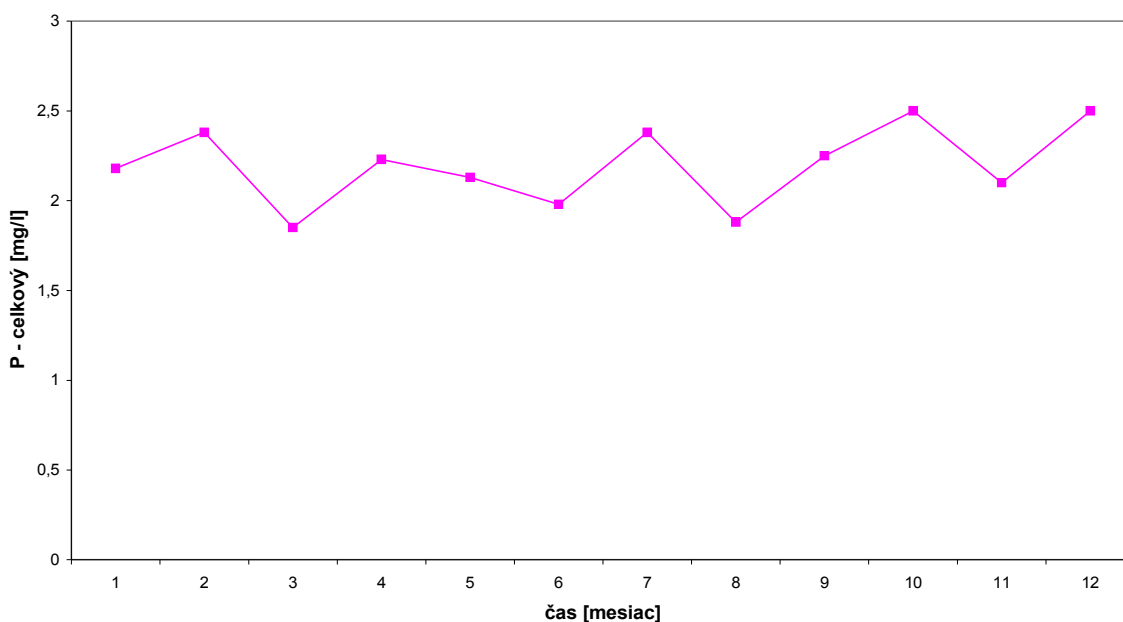
Obr. č. IX: Závislost' hodnoty celkového P na čase v roku 2007

Tabuľka č.IX: Namerané hodnoty P – cel. v roku 1999 na výstupe, na ČOV v Považskej Bystrici.

mesiac	1	2	3	4	5	6	7
P - celk. [mg/l]	2,18	2,38	1,85	2,23	2,13	1,98	2,38

mesiac	8	9	10	11	12
P - celk. [mg/l]	1,88	2,25	2,5	2,1	2,5

Závislosť hodnoty P -celkového na čase v roku 1999



Obr. č. X: Závislosť hodnoty celkového P na čase v roku 1999

7.6 Záver

Limitná hodnota celkového P daná Okresným úradom životného prostredia v Považskej Bystrici je 5,0 mg/l. Nameraná posledná hodnota bola 2,9 mg/l. To znamená, že čistiareň v Považskej Bystrici dobre odstraňuje fosfor biologicky, teda nemusíme uvažovať o chemickom odstraňovaní fosforu.

Pre rok 1999 bola daná limitná hodnota celkového P tiež 5,0 mg/l. Priemerná, nameraná hodnota celkového P za celý rok 1999 vyšla 2,19 mg/l.

Porovnaním výsledkov z roka 1999 a 2007 sa hodnota odstraňovania celkového P veľmi nezmenila. Rozdiel je približne 24%.

8 MIKROSKOPICKÝ ROZBOR AKTIVOVANÉHO KALU

Mikrobiologické hľadisko tejto technológie je neodmysliteľnou súčasťou znalosti a zameriava sa predovšetkým na poznávanie vložkotvorných a vláknitých mikroorganizmov, teda skupín zásadne ovplyvňujúcich vlastný technologický priebeh. Znalosť vlastností oboch skupín mikroorganizmov a vzťahu medzi nimi je nezbytná pre účelné ovplyvňovanie čistiarenskej technológie.

8.1 Postup a zápis mikroskopickej kontroly aktivovaných kalov

Najprv sa robí pozorovanie natívneho preparátu pri malom zväčšení (100x) v prechádzajúcom svetle či vo fázovom kontraste. Zaznamenáva sa počet výskytu vláknitých mikroorganizmov a ich vplyv na vločky, ďalej charakter vločiek, prítomnosť voľných baktérií a rôznych častíc v suspenzii, prítomnosť zoogléí, počet a rozmanitosť protozoálneho a iného oživenia. Pre lepšie sledovanie prítomnosti biologických polymérov je možné preparát negatívne ofarbiť nigrosinom. V prípade separačných problémov je nutné preparát aktivovaného kalu zafarbiť Gramovým a Neisserovým farbením pre zvýraznenie niektorých zle viditeľných vláknitých mikroorganizmov a tiež k identifikácii dominantných vlákien.

Výsledky mikroskopického pozorovania aktivovaného kalu a identifikácie vlákien sa obvykle zapisujú do štandardného formulára, ktorého terminológia je už ustálená, a ktorý sa používa na väčšine čistiarní odpadných vôd v Českej republike a v Slovenskej republike [31,32].

8.2 Výsledky stanovenia

Výsledky stanovenia sú zaznamenané vo formulári, ktorý sa nachádza v prílohe č. 2. K formuláru sú tiež priložené fotografie typov vlákien, ktoré sa nachádzajú v aktivovanom kale ČOV v Považskej Bystrici.

8.3 Závěr

Zistili sme, že v aktivovanom kale, ktorý pochádza z ČOV v Považskej Bystrici sa nachádza veľa typov vlákien.

Najčastejšie vyskytujúce sa vlákna sú *Microthrix parvicella* a Typ 0041.

Dá sa povedať, že kal je dobre usadiťelný, rozbor hovorí aj o tom, že v mimovločkovej kvapaline sa nenachádzajú žiadne vločkovité zbytky ani anorganické a organické zlúčeniny.

Z odobratej vzorky na ČOV v Považskej Bystrici, bolo vidieť, že aktivovaný kal sa dobre oddelil od vody.

9 VÝPOČET PARAMETROV AKTIVÁCIE

Je to ďalší stupeň hodnotenia množstva biologického spracovania určitých látok, odpadov, odpadových vôd. Spravidla nasledujú vsádkové testy (jednorazovo realizovaných - manometrických testov biologickej rozložiteľnosti, vsádkové testy v priebehu biologického rozkladu, stanovenie aktivity kalu a jeho odozvy na prídavok testovaných polutantov) a predchádza štvrťprovoznú alebo poloprovoznú pokusy [9].

9.1 Doba zdržania OV v aktivácii (τ) [hod.]:

$$\tau = \frac{V}{Q_p} = \frac{9520}{468} = 20,35 \text{ hod}$$

Kde: V – objem aktivačných nádrží v m^3 - 9520 m^3 ,

Q_p – priemerný ročný prietok nádrže v m^3/hod – 468 m^3/hod .

9.2 Objemové zaťaženie nádrže Z_0 [$\text{mg O}_2 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$]:

$$Z_{0, \text{prítok}} = \frac{Q_p * L_{p1}}{V} = \frac{468 * 248,29}{9520} = 12,20 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

$$Z_{0, \text{odtok}} = \frac{Q_p * L_{p2}}{V} = \frac{468 * 24,81}{9520} = 1,22 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

Kde: L_{p1} – ChSK na výstupe z mechanického stupňa 248,29 mg/l;

L_{p2} – ChSK na výstupe z biologického stupňa 24,81 mg/l.

9.3 Výkonnosť nádrže d Z_0 [$\text{mg O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$]:

$$dZ_0 = \frac{L_{\text{prítok}} - L_{\text{odtok}}}{\tau} = \frac{248,29 - 24,81}{20,34} = 10,98 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

9.4 Kalový index KI [dm^3/kg]:

$$KI = \frac{V_{30}}{S} = \frac{608}{4} = 152 \text{ dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$$

kde: V_{30} je objem kalu po 30 minútovej sedimentácii [ml/dm^3].

S je sušina kalu [kg/l]

ZÁVER

Cieľom mojej diplomovej práce bolo zdokumentovať spôsoby čistenia odpadových vôd na ČOV v Považskej Bystrici.

Pri zdokumentovaní som získavala relevantné údaje z odbornej literatúry, zo všeobecne platných predpisov a taktiež z dokumentácie ČOV v Považskej Bystrici. Na základe analýzy vyššie uvedených zdrojov, možno konštatovať, že spôsoby čistenia odpadových vôd na ČOV v Považskej Bystrici spĺňajú legislatívne normy platné na území Slovenskej republiky.

Spôsob čistenia odpadových vôd, ktorý realizujú na ČOV zabezpečuje dodržiavanie limitných hodnôt stanovenými všeobecne platnými predpismi a zákonnými normami.

V praktickej časti som sa zaoberala výskumom, ktorého cieľom bolo zisťovanie hodnôt P, N, ChSK, pH na výstupe z ČOV.

Namerané hodnoty uvedených prvkov neprekračujú limitné hodnoty stanovené Obvodným úradom životného prostredia v Považskej Bystrici. Pri porovnávaní priemerných koncentračných hodnôt pre jednotlivé ukazovatele v rokoch 1999 a 2007 som zistila, že hodnota celkového P sa zvýšila o 24%. Stanovená limitná hodnota týmto nárastom však nebola prekročená.

V prípade celkového N, merania v roku 1999 neboli zrealizované, z dôvodu nekompletnej aktivácie. Po mojom zmeraní v roku 2007 však namerané hodnoty spĺňajú stanovené kritéria.

Pri výpočte parametrov aktivácie, ktorý sa zaoberá hodnotením množstva biologického spracovania určitých látok odpadov a odpadových vôd, konštatujem, že pri stanovení kalového indexu dochádza v súčasnosti k prekročeniu limitnej hodnoty o 2 dm^3/kg .

Vzhľadom na to, že ČOV v Považskej Bystrici je v súčasnosti v skúšobnej dobe, toto prekročenie možno považovať za dočasný stav. Do spustenia plnej prevádzky by sa hodnoty kalového indexu mali ustáliť na optimálnej úrovni v rozmedzí od 90 do 100 dm^3/kg .

Rekonštrukciu ČOV v Považskej Bystrici je možné považovať za významnú, pozitívnu reakciu vedenia spoločnosti, ktorá ČOV spravuje, na príchod nových

legislatívnych noriem. Rekonštrukcia sa uskutočnila aj napriek tomu, že sa EO po roku 2000 znížil (z dôvodu úbytku priemyselných producentov v Považskej Bystrici). V súčasnosti je EO nižší ako pred rekonštrukciou, počet nových užívateľov však neustále rastie, najmä rozširovaním kanalizácie v okolitých obciach. Využívanie služieb ČOV v Považskej Bystrici má v budúcnosti perspektívu, čo iba potvrdzuje jej opodstatnenie a význam.

ZOZNAM POUŽITÉJ LITERATURY

- [0] Davies JM. : Health and environmental policy issues in Canada, the role of watershed management in sustain clean drinking water quality at surface sources. Environmental management (273-286 july 2003)
- [2] Vyhláška č. 296/2005 Nariadenie vlády z 21.júna 2005, ktorým sa ustanovujú požiadavky na kvalitu a kvalitatívne ciele povrchových vôd a limitné hodnoty ukazateľov znečistenia odpadných vôd a osobitných vôd.
- [3] Chmielewská E. : Ochrana vôd. Bratislava ; EPOS , 2004
- [4] Štícha V., Bulíček J., Hála Z. a kolektiv: Odvádění a čištění odpadních vod ze sídlišť, Nakladatelství technické literatury (1970)
- [5] Kupec J. :Zpracování odpadních vod a čistírenských kalů. Zlín: Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, 2002
- [6] Urcikán P., Rusnák D., Stanko Š.: Stanovenie bilančných veličín na posudzovanie činností odľahčovacích komôr, Vodné hospodárstvo 5/2001.
- [7] Pollert J. : Nové směry návrhu odlehčovacích komor, Vodné hospodárstvo 7/2003
- [8] Martoň J., Hyanek L., Piatrik M., Získavanie, úprava, čistenie a ochrana vôd, 1984
- [9] Hoffmann J., Řezníčková I., Růžička J., : Technologická cvičení z ochrany prostředí Část II. , UTB Zlín Fakulta technologická, 2000
- [10]Dohányos M., CSc., Šmejkalová P. : Biotechnológia v ochrane životného prostredia, 2006.
- [11]Novák, L.; Wanner, J.; Kos M., : The Application of the Nitrification Bioaugmentation Method in Upgrading Biological Wastewater Treatments Plants (july 2004)
- [12] Růžička J, : Obecná mikrobiologie (UTBFT Zlín)
- [13] Pitter P. : Hydrochemie (VŠCHT Praha 1999)
- [14] Kočí V. Burkhard J. : Eutrofizace na přelomu tisíciletí (VŠCHT Praha 1996)
- [15]Nariadenie vlády č: 442/2002 Zz.
- [16] Nařízení vlády č: 82/1999 Sb.

- [17] MŽP ČR: Projekt Labe – koncepce ochrany vod v povodí Labe. Závěrečná správa VÚV TGM 1994 Praha
- [18] Kočí V. : Prací prostředky způsobující eutrofizace. VŠCHT 2000.
- [19] Paul E., Laval ML., Sperandio M., „ Excess sludge production and costs due to phosphorus removal. Environmental technology (22(11))1363-1371 NOV 2001)
- [20] Wanner J.,: Biologické odstránení nutrientu z odpadních vod aktivačním procesem. Vodní hospodářství (1994/11-1235)
- [21] Chudobová J., Dohányos M., Wanner J., Biologické čištění odpadních vod (SNTL Praha 1991)
- [22] Klouda P.; : Moderní analytické metody (1996)
- [23] Hlavínek P., : Moderní metody čištění odpadních vod s ohledem na eliminaci dusíku a fosforu (2002)
- [24] Šumná, J.; Kozáková, K.; Dian, M.; : Nakladanie s kalmi z komunálnych ČOV na území SR, Vodné hospodárstvo 2004.
- [25] Michalová, M.; Produkce a využití kalů Z ČOV, Vodné hospodárstvo 10 - 2003
- [26] Medzinárodná norma STN ISO 10048 – Stanovenie dusíka, Katalytická mineralizácia po redukcii Devardovou zliatinou
- [27] Medzinárodná norma STN ISO 7890 – 3 Stanovenie dusičnanov, Spektrometrická metóda s kyselinou sulfosalicylovou
- [28] Medzinárodná norma STN ISO 10523 – Stanovenie pH
- [29] Medzinárodná norma STN ISO 6060 – Stanovenie chemickej spotreby kyslíka
- [30] Európska norma STN EN ISO 6878 – Stanovenie fosforu, Spektrometrická metóda s molybdénanom amónnym
- [31] Wanner J., Ružičková I., Krhutkova O., Beneš O.: Biologická kontrola čištění odpadných vod; Asociace čistírenských expertů ČR, Praha 2000.
- [32] Blackall L., Seviour R. J.: The microbiology of activated sludge, Kluwer academic publishers, Dordrecht 1999 – ISBN 0 – 412 – 79380 – 6.

ZOZNAM POUŽITÝCH SYMBOLOV A SKRATIEK

ČOV	Čistiareň odpadových vôd
OK	Odl'ahčovacia komora
ChSK	Chemická spotreba kyslíku
BSK	Biologická spotreba kyslíku
OV	Opadová voda
NL	Nerozpustné látky
CO ₂	Oxid uhličitéy
CH ₄	Methan
H ₂ O	Voda
Obr.	Obrázok
N _{celkový}	Dusík celkový
P _{celkový}	Fosfor celkový
EO	Ekvivalent obyvateľ'stva

SEZNAM OBRÁZKŮ

SEZNAM TABULEK

ZOZNAM PRÍLOH

Príloha č. 1

Typy vláknitých mikroorganizmov

Rozhodnutie

Príloha č. 2

Mikroskopický rozbor aktivovaného kalu

PRÍLOHA P I:

**PRÍLOHA P II: MIKROSKOPICKÝ ROZBOR AKTIVOVANÉHO
KALU**