



EVROPSKÁ UNIE
Evropské strukturální a investiční fondy
Operační program Výzkum, vývoj a vzdělávání



STUDIJNÍ OPORY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

prof. Dr. Ing. Miroslav Kyncl

Ing. Prokop Kubínová Tereza

OSTRAVA 2022

OBSAH

ÚVOD:	4
1. DRUHY ODPADNÍCH VOD, JEJICH SLOŽENÍ, SPLAŠKOVÉ ODPADNÍ VODY. ORGANICKÉ LÁTKY VE VODÁCH A JEJICH BIOLOGICKÁ ROZLOŽITELNOST.	5
1.1. DRUHY ODPADNÍCH VOD	5
1.2. SPLAŠKOVÉ ODPADNÍ VODY	5
1.3. STANOVENÍ ORGANICKÝCH LÁTEK A JEJICH ROZLOŽITELNOST	6
1.4. BIOLOGICKÁ ROZLOŽITELNOST ORGANICKÝCH LÁTEK	7
2. TECHNOLOGICKÉ LINKY VELKÝCH, STŘEDNÍCH A MALÝCH ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD.	8
2.1. HRUBÉ PŘEDČIŠTĚNÍ	9
2.2. LAPÁKY PÍSKU	9
2.3. LAPÁKY PÍSKU S HORIZONTÁLNÍM PRŮTOKEM	9
3. USAZOVÁNÍ USAZOVACÍ A ZAHUŠŤOVACÍ NÁDRŽE. TECHNICKÉ PARAMETRY, DOSAZOVACÍ NÁDRŽE.	11
3.1. ZAHUŠŤOVÁNÍ SUSPENZÍ	11
3.2. USAZOVACÍ NÁDRŽE	12
3.3. DOSAZOVACÍ NÁDRŽE	15
4. AEROBNÍ ČIŠTĚNÍ SMĚSNOU KULTUROU VE VZNOSU, RŮST A MNOŽENÍ MIKROORGANISMŮ.	16
5. AKTIVAČNÍ PROCES, AKTIVOVANÝ KAL, KINETIKA ODSTRAŇOVÁNÍ ORGANICKÝCH LÁTEK Z ODPADNÍCH VOD SMĚSNOU KULTUROU.	20
5.1. AKTIVOVANÝ KAL	20
5.2. KINETIKA ODSTRAŇOVÁNÍ ORGANICKÝCH LÁTEK Z ODPADNÍCH VOD SMĚSNOU KULTUROU	21
6. ZÁKLADNÍ ZPŮSOBY KULTIVACE SMĚSNÉ KULTURY, CHARAKTERISTIKA AKTIVAČNÍCH NÁDRŽÍ, AKTIVACE.	23
6.1. CHARAKTERISTIKA KLASICKÝCH AKTIVAČNÍCH NÁDRŽÍ	25
7. NEJDŮLEŽITĚJŠÍ TECHNOLOGICKÉ PARAMETRY AKTIVACE.	27
Doba zdržení $\theta(h)$	27
Objemové zatížení BV ($kg/m^3/d$)	27
Zatížení kalu BX ($kg/kg/d$)	27
8. SPOTŘEBA KYSLÍKU PRO AKTIVACI, PŘESTUP KYSLÍKU DO VODY, OXYGENAČNÍ KAPACITA, TYPY REAKTORŮ.	30
8.1. PŘESTUP KYSLÍKU DO VODY, OXYGENAČNÍ KAPACITA	30
8.2. AERÁTORY POUŽÍVANÉ PŘI ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD	33
9. BIOLOGICKÉ ODSTRAŇOVÁNÍ DUSÍKU Z ODPADNÍCH VOD, NITRIFIKACE A DENITRIFIKACE.	34
9.1. NITRIFIKACE	34
Oxidace amoniaku na dusičnany	34
9.1.1. FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ PROCES NITRIFIKACE	35
9.2. BIOLOGICKÁ DENITRIFIKACE	35
9.3. TECHNOLOGICKÉ USPOŘÁDÁNÍ NITRIFIKACE A DENITRIFIKACE	36
10. BIOLOGICKÉ ODSTRAŇOVÁNÍ FOSFORU Z ODPADNÍCH VOD, CHEMICKÉ ODSTRAŇOVÁNÍ FOSFORU	39
10.1. CHEMICKÉ ODSTRANĚNÍ FOSFORU	41

11. TEORIE BIOFILMOVÝCH PROCESŮ. BIOFILMOVÉ KOLONY, BIOFILMOVÉ REAKTORY.....	43
11.1. ZKRÁPĚNÉ BIOLOGICKÉ KOLONY	44
11.2. ROTAČNÍ REAKTORY	46
12. TEORIE ANAEROBNÍHO ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD. SROVNÁNÍ AEROBNÍCH A ANAEROBNÍCH PROCESŮ.	47
12.1. TEORIE ANAEROBNÍHO ROZKLADY	47
12.2. POROVNÁNÍ AEROBNÍCH A ANAEROBNÍCH PROCESŮ MIKROBIÁLNÍHO ROZKLADU ORGANICKÉ HMOTY.....	48
13. ANAEROBNÍ ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD. ANAEROBNÍ REAKTORY, DRUHY, ZPRACOVÁNÍ.....	49
13.1. REAKTORY S BIOMASOU V SUSPENZI.....	51
13.2. REAKTORY S BIOMASOU NA PEVNÉM, NEPOHYBLIVÉHO NOSIČI	51
13.3. REAKTORY S NÁPLNÍ VE VZNOSU	52
13.4. REAKTORY S POHYBLIVÝM NOSIČEM	52
14. ANAEROBNÍ STABILIZACE ČISTÍRENSKÝCH KALŮ, REAKTORY, PRODUKTY STABILIZACE, KAL A JEHO ZPRACOVÁNÍ.....	53
14.1. ANAEROBNÍ REAKTORY PRO STABILIZACI KALU	55
14.2. ANAEROBNĚ STABILIZOVANÝ KAL	55
14.2.1. ODSŘEDIVKY.....	56
14.3. BIOPLYN	57
14.4. KALOVÁ VODA	58
SEZNAM OBRÁZKŮ:.....	59
SEZNAM TABULEK:	60
POUŽITÁ LITERATURA — ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD.....	61

Úvod:

Čištění odpadních vod je vyučován v 5. semestru bakalářského studijního oboru voda–strategická surovina. Předmět se zabývá čištěním městských odpadních vod. Charakterizuje odpadní vody, míru a druh jejich znečištění. Uvádí přehled jednotlivých technologických linek pro velké, střední a malé čistírny. Procesy mechanického čištění zahrnují hrubé předčištění, lapáky písku a usazování a usazovací nádrže. Biologické čištění vychází z teoretických základů a na ně navazují aerobní způsoby čištění včetně odstraňování dusíku a fosforu z odpadních vod. Anaerobní čistírenské procesy zahrnují jak anaerobní čištění odpadních vod, tak i zpracovávání čistírenských kalů.

1. Druhy odpadních vod, jejich složení, splaškové odpadní vody. Organické látky ve vodách a jejich biologická rozložitelnost.

1.1. Druhy odpadních vod

Jakákoliv voda, která po použití změní svoje vlastnosti, se nazývá vodou odpadní, zejména pokud může ovlivnit jakost povrchových nebo podzemních vod.

Odpadními vodami jsou:

- všechny druhy vod odváděné stokovou sítí,
- odčerpávání vody podzemní z hydraulické ochrany u průmyslových objektů,
- vody z drenážních systémů jako součástí zařízení k odvodnění pozemních staveb,
- vody, jakkoliv znečištěné z výrobního provozu (kejda)

Podle původu a druhu znečištění můžeme odpadní vody rozdělit do následujících skupin:

- splaškové,
- průmyslové,
- infekční,
- ze zemědělství a zemědělské výroby,
- dešťové.

1.2. Splaškové odpadní vody

Jsou to odpadní vody vypouštěné do veřejné kanalizace z bytů a obytných domů. Patří k nim i odpadní vody z městské vybavenosti, jako jsou školy, restaurace, hotely, kulturní zařízení apod., mající podobný charakter jako odpadní vody od obyvatel. Specifické množství splaškových vod (množství od 1 obyvatele za den) závisí na bytové vybavenosti (koupelny, sprchy, přívod teplé vody aj.) a je prakticky shodné se spotřebou pitné vody.

V současné době se počítá s produkcí splaškových odpadních vod cca 100 l na osobu za den.

Splaškové vody jsou zpravidla zbarveny šedě až šedohnědě a jsou silně zakalené. Jejich teplota se v našich klimatických podmínkách pohybuje od 5 do 20 °C v závislosti na ročním období a hodnota pH je v rozmezí od 6,8 do 7,5.

Ve splaškových vodách běžně nesledujeme jednotlivé látky, neboť zejména organických látek je nepřehledné množství. V provozní praxi sledujeme anorganické látky, které dělíme na rozpuštěné a nerozpuštěné. Tyto odpadní vody čistíme biologickými procesy, proto

nejdůležitějším ukazatelem jsou biologická spotřeba kyslíku – BSK₅ a chemická spotřeba kyslíku – CHSK_{Cr}.

Mezi další důležité ukazatele patří amonné ionty NH₄⁺ respektive celkový dusík a celkový fosfor. V následující tabulce je uvedeno množství látek v gramech produkované 1 obyvatelem za den a odpovídající hodnoty BSK₅ jako ukazatele znečištění.

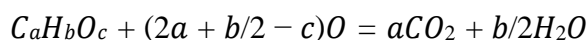
Tabulka 1: Množství látek produkované jedním obyvatelem za den

Látky	Anorganické	Organické	Veškeré	BSK ₅
Nerozpuštěné	15	40	55	30
Usaditelné	10	30	40	20
Neusaditelné	5	10	15	10
Rozpuštěné	75	50	125	30
Veškeré	90	90	180	60

Z hlediska navrhování biologického čištění jsou v tabulce uvedeny nejdůležitější hodnoty veškerých nerozpuštěných látek v přepočtu na 1 obyvatele za 1 den (NL – 55 g) a veškeré BSK₅ (60 g). Obecně jsou tyto hodnoty značně proměnné. Obyvatel produkující znečištění o těchto hodnotách se nazývá ekvivalentní obyvatel.

1.3. Stanovení organických látek a jejich rozložitelnost

Pro každou organickou sloučeninu je možno vypočítat specifickou hodnotu teoretické spotřeby kyslíku (TSK). Je to množství kyslíku v gramech potřebné na úplnou oxidaci (podle stechiometrie) 1 gramu dané látky. Obecně závisí specifická hodnota TSK na elementárním složení dané sloučeniny a na předpokládaných produktech oxidace. Pro každou sloučeninu obecného vzorce C_aH_bO_c můžeme napsat oxidační rovnici:



Obsah organických látek ve vodě může být stanoven také nepřímo jako organický uhlík. Princip stanovení je založena na oxidaci organického uhlíku na CO₂. Přestože organický uhlík lze stanovit v odpadních vodách kvantitativně, není vhodnou mírou znečištění. Různé organické látky v odpadní vodě mohou mít stejný obsah organického uhlíku, ale mohou mít různé potenciální znečištění z hlediska nároků na kyslík. Proto je nutné v odpadní vodě vedle organického uhlíku zjistit hodnotu BSK a CHSK.

V hodnotě CHSK jsou zahrnuty organické látky biologicky rozložitelné i nerozložitelné. Hodnotách BSK₅ nebo BSK_U jsou zahrnuty pouze látky biologicky rozložitelné, ovšem jenom částečně. Proto při správně provedených analýzách musí platit tyto vztahy:

$$TSK \geq CHSK > BSK_u > BSK_5$$

Vztah platí pro odpadní vody obsahující pouze látky biologicky snadno rozložitelné a chemicky kvantitativně oxidovatelné. Hodnota poměru $BSK_5/CHSK$ se u těchto látek pohybuje od 0,5 do 0,7. Poměr $BSK_5/CHSK$ je jinak dobrým indikátorem biologické rozložitelnosti organických látek přítomných ve vodách. Čím více biologicky nerozložitelných látek odpadní voda obsahuje, tím nižší je poměr $BSK_5/CHSK$. V biologicky dokonale vyčištěných odpadních vodách je tento poměr obvykle menší než 0,1.

1.4. Biologická rozložitelnost organických látek

Z hlediska biologické rozložitelnosti a toxicity můžeme organické látky v odpadních vodách rozdělit do těchto skupin:

1. látky rozložitelné a netoxické (cukry, mastné kyseliny, aminokyseliny aj.),
2. látky rozložitelné ve vyšších koncentracích toxické (fenol, formaldehyd aj.),
3. látky obtížně rozložitelné a netoxické (humínové kyseliny, ligninsulfonové kyseliny, azobarviva, hexamethylentetramin aj.),
4. látky obtížně rozložitelné a toxické (některé pesticidy, chlorované uhlovodíky aj.),

Podstatnou a snad jedinou nevýhodou biologického čištění je to, že může z odpadních vod odstranit pouze látky biologicky rozložitelné, tedy látky z 1. a 2. skupiny. Látky ze 3. a 4. skupiny se biologickým čištěním odstranit nedají.

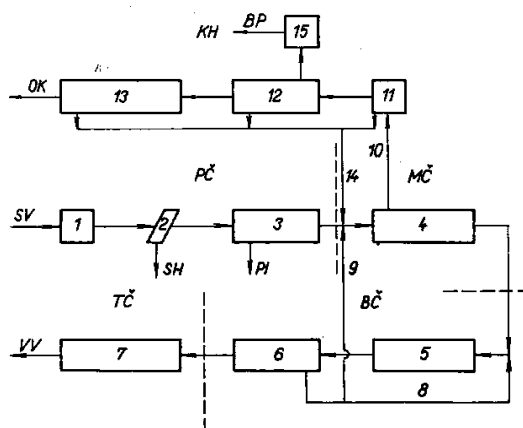
2. Technologické linky velkých, středních a malých čistíren odpadních vod.

Čistírny odpadních vod (ČOV) jsou podle vodního zákona zařízení k zneškodňování (čištění) odpadních vod. Tyto čistírny nazýváme městskými čistírnami, neboť čistí převážně městské odpadní vody. V nařízení vlády číslo 401/2015 Sb. je používán termín komunální čistírna jako zařízení pro čištění městských odpadních vod.

Technologická linka velkých a středních čistíren svou skladbou zajišťují komplexní čištění včetně odstranění nutrientů a zpracování kalu.

Malé čistírny vynechávají zejména z ekonomických důvodů některé technologické články (hlavně zpracování kalů) a jsou menší požadavky na účinnost odstraňování nutrientů.

Blokové schéma technologické linky velkých a středních čistíren městských odpadních vod je uvedeno na následujícím obrázku. Technologickou linku čistírny dělíme na část mechanickou, biologickou a zpracování kalů. Mechanické čištění se skládá z hrubého předčištění, lapáku, písku a usazování.



Obr. 1: Blokové schéma technologické linky velkých a středních čistíren městských odpadních vod

SV – surová voda, VV – vyčištěná voda, OK – odvodněný kal, PČ – předčištění, MČ – mechanické čištění, BČ – biologické aerobní čištění, TČ – terciální čištění, KH – kalové hospodářství, PI – písek, SH – shrabky, BP – bioplyn. 1 – lapák štěrku, 2 – česle, 3 – lapák písku, 4 – usazovací nádrž, 5 – aktivační nádrž (nebo biofiltr), 6 – dosazovací nádrž, 7 – jednotky terciálního čištění (dočišťovací rybník, pískový filtr, kolonie s aktivním uhlím apod.), 8 – recirkulace (vracení) aktivovaného kalu, 9 – odtahování přebytečného aktivovaného kalu, 10 – odtahování směsi primárního a přebytečného aktivovaného kalu, 11 – zahušťovací a uskladňovací nádrž, 12 – methanizační (vyhřívací) nádrž, 13 – mechanické odvodňování anaerobně stabilizovaného kalu, 14 – odvod kalové vody na začátku čištění, 15 – plynem pro bioplyn.

2.1. Hrubé předčištění

Cílem hrubého předčištění je odstranění velkých plovoucích nebo vodou sunutých předmětů. Zařízení, která jsou za tím účelem používána, jsou lapáky šterku a česle. V lapácích šterku, které mají význam především v období přívalových dešťů, se odstraňují velké a těžké předměty. Lapák šterku je jímka situována těsně před čistírnou na přivaděči odpadních vod. Čísla jsou určeny k zachycování větších předmětů jako kusy dřeva, hadry, zbytky zeleniny, papíry a plasty.

Česle jsou tvořeny řadou ocelových prutů (česlic) kruhového, obdélníkového či lichoběžníkového profilu. Jsou zasazeny do pevného rámu, který je umístěn většinou pod úhlem 30 až 60 stupňů v přítokovém žlabu za lapákem šterku. Podle vzdálenosti mezi česlicemi (průlinami) rozeznáváme česle hrubé s šířkou mezi česlicemi větší než 60 mm a jemné s průlinami menšími než 20 mm. Shrabky, které se hromadí mezi česlicemi, jsou odstraňovány strojním či ručním stíráním pomocí hrabel. Průtočná rychlost ve žlabu, ve kterém jsou umístěny česle, by neměla klesnout pod 0,3 m/s, aby nedocházelo k usazování písku a zároveň by neměla být větší než 0,9 m/s, aby proudem vody nebyly strhávány již zachycené částice.

Shrabky jsou tvořeny přibližně z 50 % hadry, 20 až 30 % papírem, 5 až 10 % plasty, 2 % gumou a gumovými výrobky, 2 až 3% zbytky ovoce a zeleniny a 2 až 3% nerozpadlými fekáliemi. Zbytek je tvořen různými částmi domovního odpadu. Průměrná vlhkost shrabků po jejich odkapání je cca 75 %. Průměrná produkce shrabků se udává u hrubých česlí hodnotou 2 až 3 litry na 1 ekvivalentního obyvatele a 5 až 10 litrů na 1 ekvivalentního obyvatele u česlí jemných.

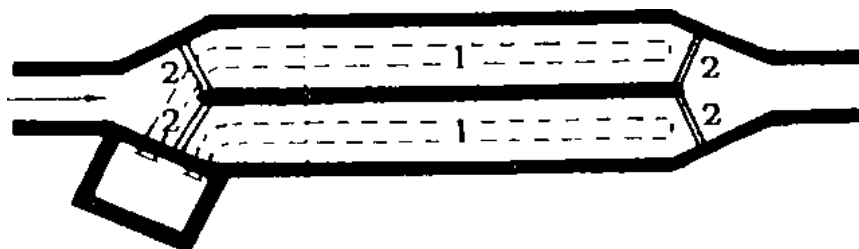
2.2. Lapáky písku

V lapácích písku se odstraňují suspendované, těžké anorganické látky jako písek, úlomky skla, jemná škvára a podobně. Je třeba je odstranit odděleně od ostatních nerozpuštěných látek organického původu, které se jinak odstraňují v sedimentačních nádržích. Lapáky písku pracují na principu snížení průtočné rychlosti vody. V ideálním lapáku písku by se měl zachytit pouze minerální podíl suspenze do velikosti zrn 0,1 až 0,2 mm bez organických příměsí.

2.3. Lapáky písku s horizontálním průtokem

Nejjednodušší lapák písku s horizontálním průtokem je lapák komorový, v podstatě obdélníkového profilu. Skládá se ze 2 nebo více úzkých žlabů (komor), do kterých je podle potřeby voda rozdělena pomocí stavítek. Většinou se používá dvoukomorový lapák písku a obě

komory bývají zapojeny při maximálním průtoku odpadní vody, jedna komora se používá v případě malých průtoků nebo v případech, kdy je z druhé komory písek vyklízen. Průtočná rychlost vody v komorách se má pohybovat v rozmezí 0,15 až 0,45 m/s. Optimální rychlost, na kterou jsou lapáky písku dimenzovány je 0,3 m/s. Při této rychlosti nedochází k sedimentaci většího množství organických látek. Šířka komory bývá kolem 0,4 m.



Obr. 2: Dvoukomorový lapák písku

V komorových lapácích písku nelze zabránit kolísání rychlosti, která se projeví i různou účinností zařízení v důsledku změny průtočného profilu. Ve snaze odstranit tyto nedostatky byly vyvinuty horizontální lapáky písku s konstantní rychlostí nazývané též lapáky písku s kontrolovanou rychlostí. Ty mají na konci žlabu zařazený kontrolní přeliv – tzv. clonu. Clona svým zmenšeným profilem vzdouvá vodu ve žlabu. Tím se zvětšuje průtočná plocha a průtočná rychlost zůstává konstantní. Tvar průtočného profilu žlabu lapáku a tvar přelivné clony spolu souvisí.

Nejčastěji se používají tyto kombinace:

- trojúhelníkový žlab – parabolická clona
- obdélníkový žlab – hyperbolická clona
- parabolický žlab – obdélníková clona

Cílem zařazení clony v lapáku písku je udržovat konstantní průtočnou rychlost při různých průtocích, tj. při různé výšce plnění ve žlabu. Pro velké čistírny odpadních vod se nejčastěji projektují lapáky písku strojně stírané. Strojní zařízení shrnuje písek do kalové jímky, odkud je vyklízen, většinou mamutkou.

Existují i lapáky písku s vertikálním průtokem a lapáky s příčnou cirkulací.

3. Usazování usazovací a zahušťovací nádrže. Technické parametry, dosazovací nádrže.

Usazováním rozumíme odstranění tuhých částic vlivem tíhového zrychlení. Jestliže se jednotlivé částice navzájem neovlivňují a klesají konstantní rychlostí, mluvíme o prosté sedimentaci. Tak sedimentuje zrnitý kal málo koncentrovaných suspenzí (maximálně 0,5 obj. %). V suspenzi koncentrovanější dochází vlivem sedimentace jedné částice k ovlivňování sedimentační rychlosti částic druhých a jejich pád se zpomaluje. V takovém případě hovoříme o usazování rušeném, při kterém si jednotlivé částice zachovávají svoji vlastní usazovací rychlost. Vzroste-li však koncentrace suspenze na hodnotu, při které se začíná tvořit fázové rozhraní mezi kapalnou a tuhou fází, částice ztrácejí svůj individuální charakter. Hovoříme o zahušťování suspenzí.

Při prostém usazování sedimentů je každá částice suspenze jako částice izolovaná a neovlivňuje ostatní.

O rušeném usazování hovoříme tehdy, kdy je objemová koncentrace částic větší než 0,5 %. Tehdy částice sedimentuje současně s jinými částicemi. Rychlostní pole, které se vytváří kolem jedné částice, má současně vliv na rychlostní pole částic sousedních. Rychlost usazování částic se zpomaluje, avšak částice se během usazování nemění a zachovávají si svůj individuální charakter.

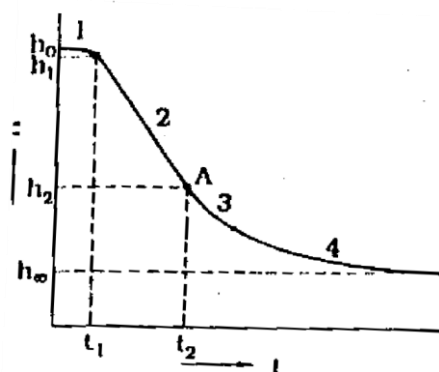
Při větší koncentraci suspendovaných látek v suspenzi se začne tvořit fázové rozhraní mezi kapalnou fází a vrstvou kalu částice ztrácejí svůj individuální charakter a říkáme, že suspenze přišla do oblasti zahušťování.

3.1. Zahušťování suspenzí

Pohyb částic je ovlivňován ve směru tíhového zrychlení blízkostí okolních částic, takže v horních vrstvách suspenze nedochází k větším změnám v jejich vzájemné poloze a nevytváří se tam koncentrační gradient. Daleko složitější procesy však probíhají při pohybu fázového rozhraní ve vrstvě kalu. Informace o zahušťování suspenze podává zahušťovací křivka. Zahušťovací křivka se sestojí z výsledků měření ve skleněných válcích, kde lze sledovat pohyb fázového rozhraní mezi kapalnou a tuhou fází.

Na zahušťovací křivce je patrné několik oblastí. Zpočátku může docházet k flokulaci, tvorbě kanáلكové struktury (oblast 1) a pohyb fázového rozhraní je nepatrný. Po určitém čase t_1 se rozhraní začne pohybovat konstantní rychlostí (oblast 2). Absolutní hodnota směrnice této přímky udává tzv. rychlost volné sedimentace u_z , kterou můžeme vyjádřit vztahem:

$$u_z = \frac{h_1 - h_2}{t_2 - t_1}$$



- 1 – oblast flokulace
- 2- oblast volné sedimentace
- 3 – deformační oblast
- 4 – kompresní oblast

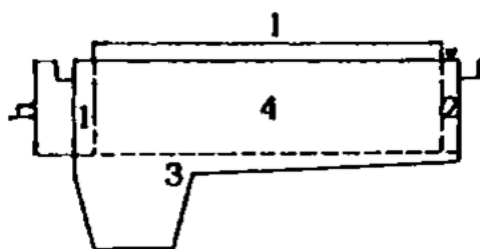
Obr. 3: Typický průběh zahušťovací křivky

3.2. Usazovací nádrže

K separaci tuhé fáze od kapaliny se používá většinou průtočných usazovacích nádrží. Nádrže s přerušovaným provozem se nazývají dekantální.

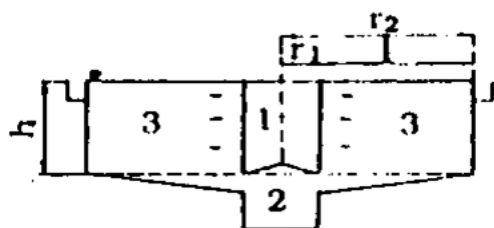
Základní typy průtočných nádrží jsou 2:

- pravoúhle s horizontálním průtokem (lipského typu)
- kruhové s horizontálním průtokem (radiální)
- vertikálně protékané usazovací nádrže



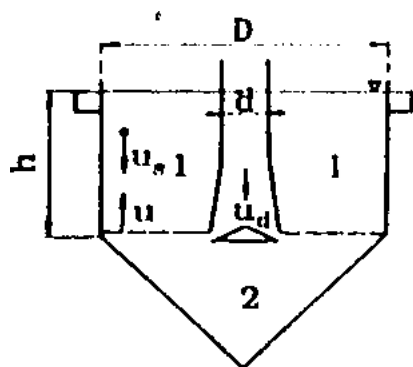
- 1 vtoková část
- 2 odtoková část
- 3 kalový prostor
- 4 usazovací prostor

Obr. 4: Schéma pravoúhlé usazovací nádrže s horizontálním průtokem



- 1 vtokový válec
- 2 kalový prostor
- 3 usazovací prostor

Obr. 5: Schéma radiální usazovací nádrže



- 1 usazovací prostor
- 2 kalový prostor

Obr. 6: Schéma nádrže vertikálně protékané

Proudění kapaliny v usazovacích nádržích může být laminární nebo turbulentní. Při laminárním proudění se kapalina pohybuje v tenkých rovnoběžných vrstvách. Při turbulentním proudění se částice kapaliny nepohybují ve vrstvách, ale víří se a vykonávají složité pohyby. K přechodu laminárního proudění v turbulentní dochází při $Re = 580$ až $3\,000$, kdy dochází ke vzniku tzv. zkratových proudů. Voda neprotéká rovnoměrně celým průtočným profilem, v některých místech se zvyšuje stupeň turbulence a může docházet k vyplavování usazených látek. Hydraulická stabilita nádrží se posuzuje pomocí Freudeho kritéria Fr , které se vypočítá ze vztahu:

$$Fr = \frac{u^2}{g R}$$

kde: g ... je tíhové zrychlení, u střední průtočná rychlost kapaliny, a R hydraulický poloměr nádrže.

Nádrže hydraulicky stabilní mají hodnotu $Fr \geq 10^{-5}$. Mírou dobrý zdržení kapaliny v usazovacích nádržích je teoretická doba zdržení \bar{t} , definovaná rovnicí:

$$\bar{t} = \frac{V}{Q}$$

kde: V ... je objem nádrže a Q je průtok kapaliny nádrží.

Skutečná doba zdržení t_B je definována vztahem:

$$t_s = \bar{t} \eta$$

kde: \bar{t} ... je teoretická doba zdržení a η je hydraulická účinnost usazovacího prostoru. Pro typové nádrže jsou používány tyto hodnoty účinnosti:

- kruhové nádrže 0,4 až 0,5
- podélné nádrže 0,4 až 0,6
- čtvercové nádrže vertikálně protékané 0,7 až 0,8
- žlaby štěrbinových nádrží cca 0,3

Mezi hlavní technologické parametry usazovacích nádrží patří skutečná doba zdržení a povrchové hydraulické zatížení. Skutečnou dobu zdržení stanovujeme pro Q_{\max} a Q_d . Je důležité ji dodržovat, aby se nevyplavoval kal. Povrchové hydraulické zatížení vyjadřuje množství odpadní vody v m^3 přiváděné na m^2 plochy usazovací nádrže za hodinu.

Tabulka 2: Povolené hodnoty povrchového hydraulického zatížení V_n a skutečné doby zdržení t_s pro usazovací nádrže městských čistíren odpadních vod

Usazovací nádrž	$t_s[h]$		$V_n[m^3 m^{-2} h^{-1}]$	
	Q_{\max}	Q_d	Q_{\max}	Q_d
Před biologickými filtry	0,5	1,5-2,0	1,8-2,0	1,1-1,4
Před aktivací	0,2	0,5-1,5	3,6-4,0	2,4

3.3. Dosazovací nádrže

Dosazovací nádrže jsou ve skutečnosti usazovací nádrže. Slouží k separaci aktivovaného kalu od vyčištěné odpadní vody. Neliší se konstrukčně od usazovacích nádrží. Protože však musí mít velkou separační účinnost, doporučuje se, by tyto nádrže byly vybaveny zařízením k zachycování vloček vyflotovaných k hladině. K tomu účelu se používají norné stěny před přelivnými hranami a stírání hladiny. Doporučuje se, z důvodu možného vynášení vloček k přepadovým žlabům, aby hloubka v místě sběrných žlabů byla 3 až 6 m. V tabulce jsou uvedeny hodnoty povrchového hydraulického zatížení v_n skutečné doby zdržení t_s , které postačují k separaci kalů z biologických filtrů a aktivačního procesu od čištěné vody.

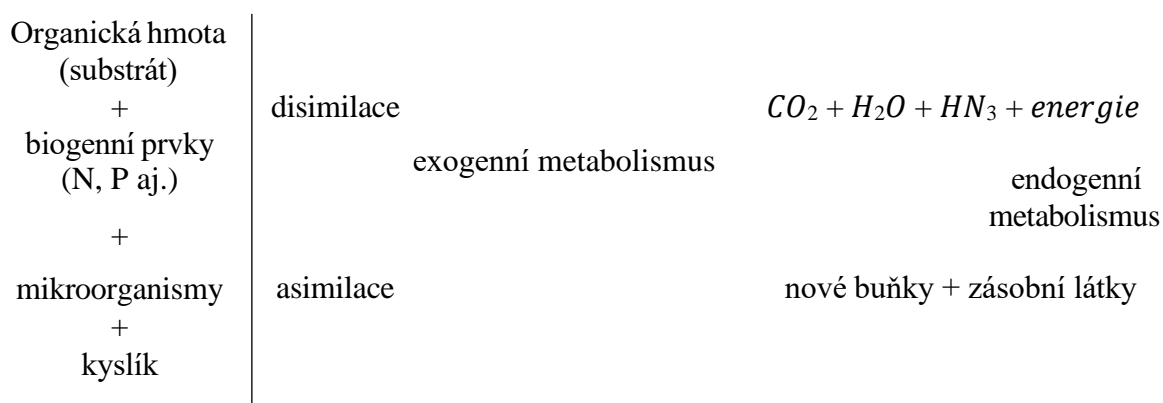
Dosazovací nádrže za aktivačními nádržemi, ve kterých se udržuje vyšší koncentrace kalu, je třeba posuzovat též z hlediska zahušťovací účinnosti, tj. z hlediska zatížení plochy nádrže nerozpuštěnými látkami. Přípustné zatížení plochy nerozpuštěnými látkami u aktivovaného kalu se nejčastěji pohybuje v rozmezí 2,5 až 5,0 kg/m²/h.

Tabulka 3: Povolené hodnoty povrchového hydraulického zatížení V_n a skutečné doby zdržení t_s pro dosazovací nádrže

Dosazovací nádrž	t_s [h]		V_n [m ³ m ² h ⁻¹]	
	Q_{max}	Q_d	Q_{max}	Q_d
Před biologickými filtry	1,0	1,5-2,0	2,4	1,0-1,4
Před aktivací	1,0	2,0-3,0	1,8-2,2	0,5-1,2
Za dlouhodobou aktivací s částečnou stabil. kalu	-	-	-	1,0
Za dlouhodobou aktivací s úplnou stabilizací kalu	-	-	-	0,5

4. Aerobní čištění směsnou kulturou ve vznosu, růst a množení mikroorganismů.

Aerobní čištění odpadních vod je biochemický proces, kdy mikroorganismy rozkládají organické látky (substrát) ve vodách. Jedná se o oxidační procesy za přítomnosti molekulárního kyslíku. Schematicky je proces mikrobiálního rozkladu organické hmoty v aerobních podmínkách znázorněn na následujícím schématu.

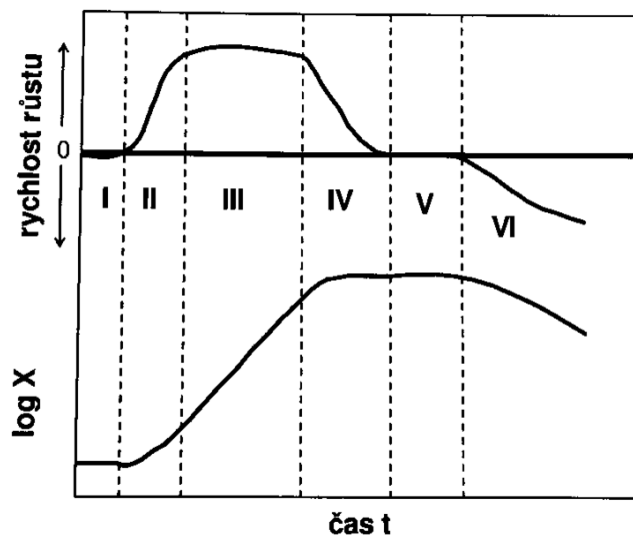


Výslednými produkty tohoto složitého procesu jsou oxid uhličitý a voda. Protože výslednými produkty tohoto procesu jsou anorganické látky, jedná se o mineralizaci organických látek. Pouze část organických látek z odpadní vody se oxiduje, část se spotřebuje na syntézu zásobních látek a nových buněk. Jako zásobní látky jsou nejčastěji syntetizovány polysacharidy a lipidy. Syntéza se navenek projevuje zvětšováním hmotnosti biomasy a zvyšováním počtu mikroorganismů. Přitom je potřeba rozlišovat pojmy růst a rozmnožování. Růst znamená obecně zvýšení koncentrace biomasy, aniž by nutně muselo dojít k dělení buněk. U některých mikroorganismů mateřské buňky podstatně zvětšují svoji velikost a hmotnost předtím, než se rozdělí na dvě buňky dceřiné. Tak například mikroorganismy aktivovaného kalu mohou zvětšit svoji hmotnost až na trojnásobek původní, než dojde k dělení buněk. Naproti tomu, jiné mikroorganismy se množí bez předchozího podstatného zvětšení hmotnosti biomasy.

Důležitým faktorem určujícím, zda v daném jednorázovém systému dojde k rozmnožení či pouze k růstu bez dělení buněk je počáteční hmotnostní poměr mezi substrátem a inokulem – S_0/X_0 . Je zřejmé, že např. v systému s počáteční koncentrací substrátu $0,2 \text{ kg/m}^3$ a inokula 2 kg/m^3 ($S_0/X_0 = 0,1$, což je běžný případ při čištění městských odpadních vod) nemůže dojít k výraznému rozmnožení mikroorganismů, i když nepatrný přírůstek biomasy lze zaznamenat. Naproti tomu v systému s počáteční koncentrací substrátu 10 kg/m^3 a inokula $0,1 \text{ kg/m}^3$ (tj. $S_0/X_0 = 100$) dojde k výraznému rozmnožení mikroorganismů a k vysokému přírůstku biomasy. V systému s velmi vysokými počátečními poměry S_0/X_0 je tedy růst

mikroorganismů vždy spojen s jejich rozmnožování. Růst lze zachytit takzvanou růstovou křivkou, přičemž průběh této křivky bude poněkud rozdílný podle toho, zda stanovujeme počet mikroorganismů nebo pouze jejich hmotnost.

Průběh růstové křivky, kde X znamená počet mikroorganismů je znázorněn na následujícím obrázku. Na křivce lze rozlišit šest časových fází.



Obr. 7: Růstová křivka

- I. **Lagová fáze.** Rychlost růstu je nulová. Mikroorganismy se adaptují na prostředí. Délka této fáze závisí na fyziologickém stavu mikroorganismů a na prostředí. Jsou-li mikroorganismy prostředí předem přizpůsobeny, může být tato fáze vyloučena.
- II. **Fáze zrychleného růstu.** Rychlost růstu se zvětšuje.
- III. **Fáze exponenciálního růstu.** Rychlost růstu je za daných podmínek (teplotních aj.) maximálně dosažitelná a zůstává konstantní, dokud se nestane limitujícím faktorem koncentrace substrátu, který se z roztoku postupně vyčerpává.
- IV. **Fáze zpomaleného růstu.** Rychlost růstu klesá. Limitujícím faktorem se stává koncentrace substrátu.
- V. **Fáze stacionární.** Rychlost se zastavuje, neboť substrát je vyčerpán. Bakterie případně rozkládají zásobní látky (endogenní respirace), jejich počet se nezměňuje, hmotnost však poněkud klesá.
- VI. **Fáze poklesu.** Mikroorganismy odumírají a jejich počet se snižuje.

Růstovou křivku nelze popsat jediným matematickým vztahem. Nejjednodušší jsou poměry v exponenciální fázi růstu. Rychlost růstu je dána vztahem:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X$$

nebo

$$\frac{d \ln X}{dt} = \mu$$

ze kterého integrací dostaneme

$$X = X_0 e^{\mu t}$$

nebo

$$\ln X = \mu t + X_0$$

kde: X a X_0 ... jsou koncentrace mikroorganismů, postupně v čase t a $t = 0$, μ je specifická rychlost růstu, (čas^{-1}).

Rovnicí je jednoznačně definována specifická růstová rychlost. Označíme-li čas potřebný pro zdvojnásobení počtu mikroorganismů na začátku exponenciální fáze růstu jako t_G , pak z rovnice plyne:

$$2X_0 = X_0 e^{\mu t_G}$$

Úpravou získáme vztah:

$$t_G = \frac{\ln 2}{\mu} = \frac{0,69}{\mu}$$

Času t_G říkáme generační doba a z rovnice je vidět, že závisí pouze na specifické rychlosti růstu.

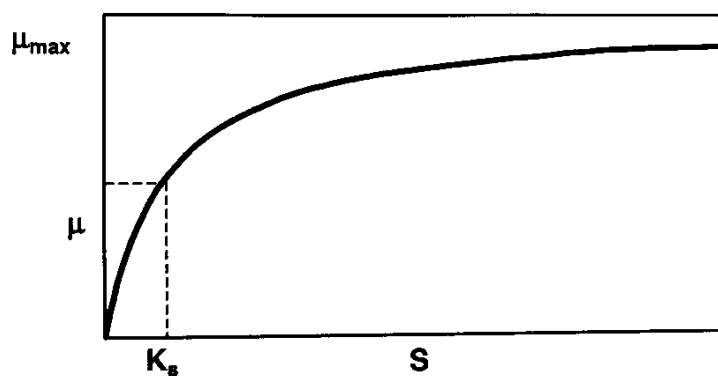
Specifická růstová rychlost závisí na koncentraci limitujícího substrátu (S) podle rovnice navržené, která je obdobou rovnice Michaelise–Mentenové pro enzymatickou kinetiku.

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S}$$

kde: μ_{\max} ... je maximální specifická rychlost růstu

K_s ... půlrychlostní konstanta, která je číselně rovna koncentraci substrátu, při které je specifická růstová rychlost rovna polovině maximální růstové rychlosti.

Maximální specifické rychlosti růst μ_{\max} je dosaženo při dostatečné koncentraci substrátu, nad níž se rychlost růstu prakticky nezvyšuje. Proto se K_s nazývá také saturační konstanta. Názorně je to vidět v následujícím grafu závislosti specifické růstové rychlosti na koncentraci substrátu.



Obr. 8: Závislost specifické růstové rychlosti na koncentraci substrátu

5. Aktivační proces, aktivovaný kal, kinetika odstraňování organických látek z odpadních vod směsnou kulturou.

Aktivační proces je nejrozšířenější způsob biologického čištění splaškových a městských odpadních vod. Princip aktivace je ve vytvoření aktivovaného kalu v aktivační nádrži. Aktivovaný kal je směsnou kulturou mikroorganismů, hlavně bakterií. Bakterie tvoří shluky (vločky), procesy nazývanými bioflokulace. Příčinou bioflokulace je tvorba extracelulárních polymerů, které umožňují shlukování buněk do větších celků. Vedle různých druhů bakterií jsou v aktivovaném kalu přítomny další vyšší organismy jako houby, plísňe, kvasinky, prvoci i červy.

Aktivační nádrž, spolu s dosazovací (usazovací) nádrží, tvoří biologickou jednotku. V aktivační nádrži probíhá proces čištění odpadní vody a zároveň produkce aktivovaného kalu. Z aktivační nádrže odtéká směs odpadní vody a aktivovaného kalu do dosazovací nádrže, v níž se obě tyto složky oddělí sedimentací. Vyčištěná odpadní voda odtéká z biologické části čistírny, kdežto sedimentací zahuštěný aktivovaný kal je vracen do aktivační nádrže, v níž je udržována jeho dostatečná koncentrace, neboť je nositelem čistícího procesu a základním předpokladem pro jeho uspokojivou rychlost. Přebytek aktivovaného kalu, neboť tento se průběžně stále tvoří, je odváděn ze systémů jako kal přebytečný.

Aerobní bakterie potřebují ke svému metabolismu kyslík, který musí být do aktivační nádrže průběžně přidáván, obvykle jejím provzdušňováním. Aeraci se současně udržuje aktivační směs ve vznosu. Při unášecí rychlosti větší než $0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ nedochází k usazování kalu a tím k omezení jeho styku s odpadní vodou. Složení aktivovaného kalu závisí hlavně na složení substrátu, na němž byl daný kal vypěstován, a na hodnotách technologických parametrů během kultivace (na době zdržení, zatížení a stáří kalu). Aktivovaný kal se liší od většiny čistých kultur mikroorganismů také tím, že je schopen se oddělovat od kapalně fáze prostou sedimentací. Dobrá flokulace a sedimentace vloček kalu je jednou z nejcennějších vlastností této směsné kultury. V optimálních podmínkách kultivace získáváme aktivovaný kal ve formě dobře sedimentujících a flokulujících vloček. Rozklad organických látek z čištěné odpadní vody může probíhat i bez tvorby vloček. Nepodaří se ale získat čistou vodu na odtoku z čistírny.

5.1. Aktivovaný kal

Na vlastnostech aktivovaného kalu závisí funkce aktivačního procesu. Vlastnosti kalu hodnotíme podle jeho sedimentačních vlastností. Hlavním ukazatelem je kalový index KI. Hodnota kalového indexu je určena strukturou vloček.

Rozlišujeme kal:

- Normální $KI < 100 \text{ ml/g}$
- Lehký $KI < 200 \text{ ml/g}$
- Zbytnělý $KI > 200 \text{ ml/g}$

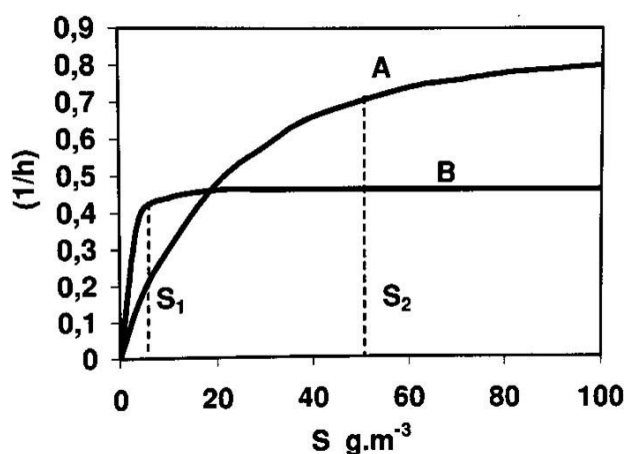
Kalový index je definován jako objem 1 gramu sušiny kalu po půlhodinové sedimentaci 1 litru aktivační směsi v Imhoffově kuželu.

Normální kal je kal dobře flokulující a vločky kalu dobře sedimentují. Někdy má kal špatně sedimentační vlastnosti, které jsou charakterizovány nízkými usazovacími rychlostmi. Hovoříme o bytnění kalu a kal se stává zbytnělým. Většinou se jedná o vláknité bytnění vyvolané nadměrným růstem vláknitých mikroorganismů. Nejběžnějšími opatřeními proti bytnění kalu je udržování vyšší koncentrace substrátu, neboť dobře flokulující organismy jsou rychle rostoucí právě při vyšších koncentracích substrátu. Vláknité mikroorganismy jsou pomalu rostoucí.

Důležité je také udržování minimální koncentrace kyslíku 2 mg/l nebo vyšší.

5.2. Kinetika odstraňování organických látek z odpadních vod směsnou kulturou

Ve směsné kultuře aktivovaného kalu se vyskytuje velké množství různých organismů. Jejich přítomnost je dána hlavně složením substrátu, stářím kultury a koncentrací substrátu v aktivaci. Pro dané složení substrátu a stáří směsné kultury existuje závislost rychlosti růstu (specifická rychlost růstu) na koncentraci substrátu, což umožňuje kinetickou selekci mikroorganismů, jak je uvedeno na následujícím grafu.



Obr. 9: Závislost rychlosti růstu na koncentraci substrátu

Při malých koncentracích substrátu bude růstová rychlost mikroorganismu A mnohem vyšší, takže postupně tento mikroorganismus ve směsi zcela převládne. S rostoucí koncentrací

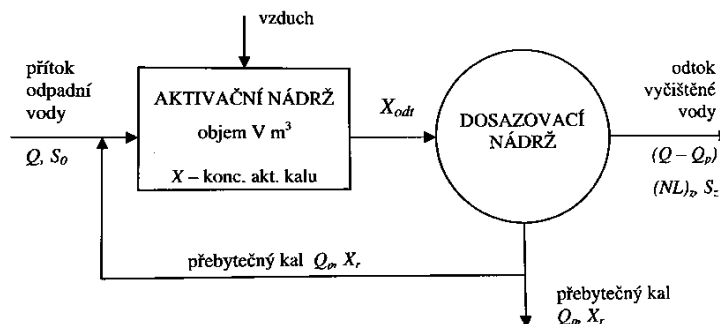
substrátu se obě růstové rychlosti navzájem přiblíží, čímž se vyrovná i zastoupení obou druhů mikroorganismů ve směsi. Při dosažení určité koncentrace se obě růstové rychlosti vyrovnají a zastoupení obou druhů mikroorganismů ve směsi bude stejné. Za tímto bodem obratu se s koncentrací substrátu zvyšuje růstová rychlost pouze u mikroorganismu B, zatímco růstová rychlost mikroorganismu A se již podstatně nemění, neboť dosáhla prakticky svého maxima. Ve směsné kultuře se bude zvyšovat zastoupení mikroorganismu B až do téměř maximální rychlosti růstu.

Je zřejmé, že změnou aktuální koncentrace substrátu v reaktoru lze měnit relativní zastoupení různých organismů ve směsné kultuře. Touto přirozenou fyziologickou selekcí lze potlačit růst nežádoucích organismů, a naopak preferovat růst organismů žádoucích. Pokud se ovšem jejich růstové charakteristiky od sebe podstatně liší.

Z hlediska kinetiky odstraňování substrátu z odpadních vod směsnou kulturou můžeme mít jednosložkový a vícesložkový substrát. Jednosložkový substrát se používá k výzkumným účelům. V praxi pracujeme s vícesložkovým substrátem, neboť odpadní voda obsahuje obvykle pestrrou směs rozpuštěných organických látek (vícesložkový substrát), z nichž každá je přítomna v jiné koncentraci a odstraňuje se jinou rychlostí. Směsná kultura adaptovaná na několikasložkový substrát odstraňuje jednotlivé složky simultánně. Celková rychlost odstraňování několikasložkového substrátu je v každém okamžiku dána součtem rychlostí odstraňování jeho jednotlivých složek. Pokud jsou v několikasložkovém substrátu odstraňovány jednotlivé složky různými mikroorganismy platí: čím vyšší je zastoupení dané složky, tím vyšší je při daném stáří směsné kultury její specifická rychlost odstraňování.

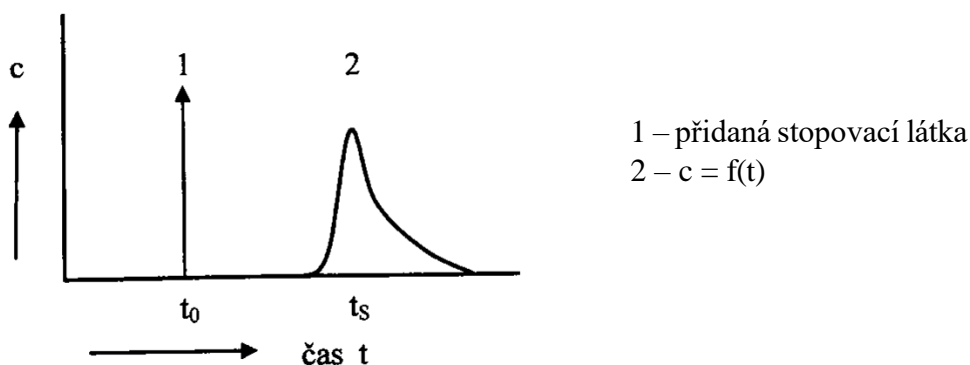
6. Základní způsoby kultivace směsné kultury, charakteristika aktivačních nádrží, aktivace.

Základní technologické schéma aktivace je uvedeno na následujícím obrázku.



Obr. 10: Technologické schéma aktivace

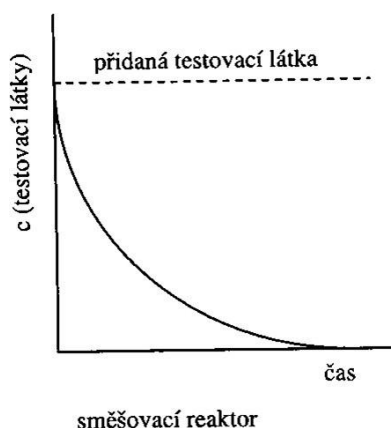
Odpadní voda v množství Q_1 a koncentraci substrátu S_0 (BSK_5) přitéká do aktivační nádrže, kde je také přiváděn vratný kal v množství Q_p a koncentraci X_r . Aktivační směs odpadní vody a aktivovaného kalu (X_{odt}) odtéká do dosazovací nádrže. Zde se vyčištěná odpadní voda ($Q - Q_p$) v kvalitě S_z odtéká do recipientu. Zahuštěný aktivovaný kal se dělí na vratný kal, který je vracen do aktivace a přebytný kal (Q_p, X_r) je veden na další zpracování do kalového hospodářství. V čistírenské praxi máme dva základní způsoby kontinuálně protékané aktivační nádrže, a to aktivaci s postupným tokem a aktivaci směšovací. Toto dělení vychází z hydraulické charakteristiky aktivační nádrže. Zjišťuje se testováním inertní látkou ($NaCl$) přidanou jednorázově do přítoku aktivační nádrže a sledováním její koncentrace na odtoku. Aktivace s postupným tokem je charakterizována dlouhým korytem s menším průtočným profilem. Odpadní voda se směšuje s aktivovaným kalem před vtokem do aktivační nádrže. V nádrži je provzdušňována. Hydraulická charakteristika systému s postupným tokem je uváděna na následujícím grafu.



Obr. 11: Hydraulická charakteristika systému s postupným tokem

V případě aktivace s postupným tokem se jedná o pístový tok, při němž dochází k podélnému mísení v nádrži a hydraulická charakteristika se projeví jednorázovým výskytem koncentrace testované látky na odtoku ve stejné výši jako při vstupu, jen s časovým zpožděním, daným dobou zdržení v aktivaci. V reálných reaktorech se hydraulická charakteristika tomuto stavu více nebo méně blíží podle stupně příčného mísení v nádrži. Koncentrace aktivovaného kalu se v podélném profilu nádrže s postupným tokem podstatně neliší, neboť její přírůstek, který je výsledkem čistícího procesu je poměrně malý. Koncentrace rozpuštěného organického substrátu po délce nádrže směrem k odtoku klesá, stejně jako rychlost spotřeby kyslíku. Koncentrace rozpuštěného kyslíku nebývá v celé nádrži stejná, pokud není přívod vzduchu seřízen podle spotřeby kyslíku, která se po délce nádrže snižuje.

Směšovací aktivace je kontinuální systém s ideálním promícháváním. Schematicky je uveden na následujícím obrázku.



Obr. 12: Hydraulická charakteristika systému s ideálním promícháváním

Odpadní voda přichází do nádrže odděleně od recirkulovaného kalu. Ke smíchání dojde až v nádrži, která je intenzivně provzdušňována a promíchávána. Při dostatečné homogenizaci má celá aktivační nádrž prakticky stejné složení, a proto i koncentrace substrátu v odtoku je stejná v celé nádrži. Aktivovaný kal prodělává ve směšovací nádrži stejné cykly jako v nádrži s postupným tokem. Podstatný rozdíl je však v tom, že je stále v prostředí o přibližně konstantní koncentraci substrátu.

Pro směšovací nádrž je charakteristická konstantní rychlost odstraňování substrátu v celé nádrži, proto je též stejná rychlost spotřeby kyslíku v celé nádrži.

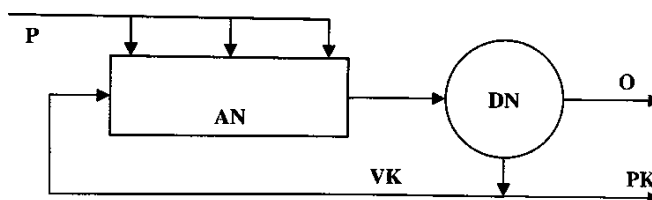
Hydraulické poměry vyplývají z uspořádání na základě směšovacího principu. V celé nádrži je stejná koncentrace substrátu, a proto i rychlost spotřeby kyslíku je stejná. Má velký význam zejména pro průmyslové odpadní vody s velkým organickým znečištěním a s obsahem

sloučenin, které jsou sice biochemicky snadno rozložitelné, ale ve větších koncentracích jsou toxické pro mikroorganismy aktivovaného kalu.

Nevýhodou směšovací aktivace je, že podporují růst nežádoucích vláknitých mikroorganismů, což zhoršuje sedimentační vlastnosti kalů.

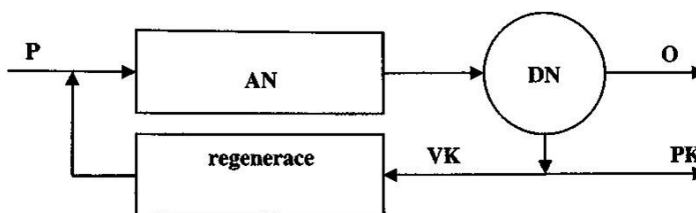
6.1. Charakteristika klasických aktivačních nádrží

Klasické aktivační systémy jsou nejčastěji provozovány v dlouhých koridorových nádržích. Na začátku těchto nádrží je největší koncentrace substrátu, a tedy i nejvyšší spotřeba kyslíku. Často je přidáván vzduch postupně, více na začátku nádrže. Vyrovnáním rychlosti spotřeby kyslíku lze řešit vyrovnávání zatížení podél nádrže. Provádí se to tak, že odpadní voda se přivádí do několika míst podél nádrže. V současné době, kdy vedle organického znečištění odstraňujeme i dusíkaté látky se tento systém nepoužívá.



Obr. 13: Postupně zatěžována aktivace

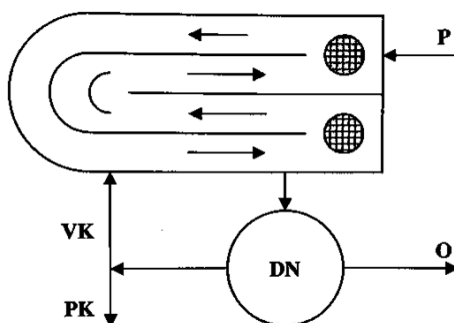
Dalším typem aktivace je aktivace s oddělenou recirkulací kalů. Kal z aktivační nádrže a po odsazení v dosazovací nádrži je veden do regenerační nádrže, kde je pouze provzdušňován. Zde v podstatě „vyhladoví“, spotřebuje zásobní látky uložené v buňkách. Regenerací se obnoví a zvětší akumulární kapacita buněk. Aktivovaný kal pak dovede naakumulovat více zásobních látek, než dojde k dělení buněk. Aktivační systém s regenerací je vhodný pro koncentrovanější odpadní vody.



Obr. 14: Aktivace s regenerací vratného kalu

Jiná modifikace je dvoustupňová aktivace. Jsou to v podstatě dvě biologické jednotky za sebou. Z dosazovací nádrže prvního stupně je odpadní voda vedena do aktivace druhého stupně. Z dosazovací nádrže druhého stupně pak odchází do recipientu. Tento systém není vhodný pro biologické odstraňování dusíku a fosforu.

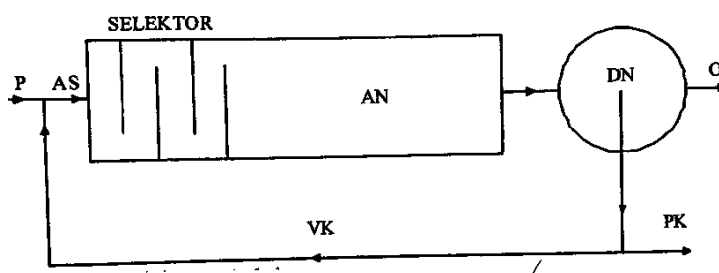
Rozšířená je oběhová neboli Karuselová aktivace. Aktivační směs cirkuluje v uzavřeném korytě. U menších čistíren je ve formě oxidačního příkopu kde hloubka nádrže je do 1 m a aerace se provádí mechanickou aeraci (Kessenerovy kartáče). Vlastní oběhové aktivace mají hloubku 3-5 m. Tento typ aktivace umožňuje vytvořit oxickou a anoxickou zónu, může se tedy používat i k nitrifikaci a denitrifikaci.



Obr. 15: Oběhová aktivace

Zajímavý typ je šachtová aktivace i když u nás používána minimálně. Reaktor tvoří vnější trouba z ocele, beton nebo skelného laminátu o průměru 2 až 10 m a hloubce 50 až 200 m, o které je vložena vnitřní trubka o průměru 1 až 1,2 m. Aktivační směs cirkuluje vnitřní trubkou dolů ke dnu reaktoru a vnější trubkou nahoru. Hnací síla cirkulace je dána rozdílem specifických hmotností ve vnitřní a vnější sekci nad přívodem provozního vzduchu, který dodává kompresor do hloubky 18 až 40 m. Šachta musí být dokonale utěsněna, aby nedocházelo ke kontaminaci podzemních vod na jedné straně a k jejich vnikání do šachty na straně druhé. Šachtová aktivace je atraktivní účinností využití kyslíku ze vzduchu. Využití kyslíku ze vzduchu dosahuje 85 až 90 %.

Novějším typem je sektorová aktivace. Selektor je definován jako přítoková část aktivační nádrže, ve které je udržována vyšší koncentrace organického substrátu s cílem podpořit růst rychle rostoucích organismů a potlačení růstu nežádoucích pomalu rostoucích vláknitých mikroorganismů. Někdy se místo termínu selektor používá výraz kontraktor nebo kontaktní zóna. Doba kontaktů má být mezi 10 až 20 minutami.



Obr. 16: Selektorová aktivace

7. Nejdůležitější technologické parametry aktivace.

Doba zdržení $\theta(h)$

Je definována jako poměr objemu nádrže k přítoku odpadní vody.

$$\theta = \frac{V}{Q_1}$$

kde: V ... objem aktivací nádrže (m^3)

Q_1 ... přítok odpadní vody (m^3/h)

Tato doba zdržení nezahrnuje recirkulaci kalu. Definujeme také dobu zdržení $\theta_s(h)$ pro směs odpadní vody a vratného kalu.

$$\theta_s = \frac{V}{Q_s}$$

Objemové zatížení B_V ($kg/m^3/d$)

Je definováno jako hmotnostní množství organických látek přivedené do $1 m^3$ nádrže za den. Objemové zatížení se nemění s recirkulací.

$$B_V = \frac{24Q_1S_1}{V} = \frac{24S_1}{\theta}$$

kde: S_1 ... je koncentrace organických látek v odpadní vodě, vyjádřena nejčastěji hodnotou BSK_5 nebo $CHSK$.

Q_1 ... přítok odpadní vody (m^3/h)

Tento ukazatel nám uvádí, kolik organických látek vyjádřených jako BSK_5 nebo $CHSK$ je za 24 hodin přivedeno na m^3 aktivací nádrže.

Zatížení kalu B_X ($kg/kg/d$)

Je definováno jako hmotností množství organických látek přivedené na 1 kg celkové nebo organické sušiny kalu za den.

$$B_X = \frac{24Q_1S_1}{VX} = \frac{24S_1}{\theta X} = \frac{B_V}{X}$$

kde: X ... je koncentrace celkové sušiny kalu v aktivací nádrži

Zatížení kalů můžeme také uvést jako množství organických látek BSK_5 , které je přivedeno na 1 kg sušiny kalu za den.

Stáří kalu θ_x (d)

Je definováno jako podíl hmotnosti sušiny kalu v aktivační nádrži a hmotnosti sušiny kalu odebírané za den jako přebytečný kal, včetně nerozpuštěných látek unikajících odtokem.

$$\theta_x = \frac{XV}{24 \left[X_w Q_w + X_2 (Q_2 - Q_1) \right]}$$

kde: X_w ... je koncentrace sušiny přebytečného kalu

Q_w ... objem přebytečného kalu odebíraný ze systému za 1 h

X_2 ... koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku z dosazovací nádrže.

Takto definované zatížení a stáří kalu se vztahuje pouze na kal nacházející se v aktivační nádrži. Zásoba kalu v celém systému je součtem hmotnosti v aktivační nádrži, v dosazovací nádrži a v přívodních žlabech. Hmotnostní množství kalu nacházející se mimo aktivační nádrž se pohybuje v širokém rozmezí od cca 5 do 50% celkové zásoby v systému. U dobře sedimentujících kalů v nízko a středně zatížených systémech je množství kalu nacházející se mimo aktivační nádrž obvykle pod 10 % veškeré zásoby a můžeme ho zanedbat.

V provozních podmínkách lze stáří kalu zvýšit zvýšením koncentrace aktivovaného kalu v reaktoru. Omezení jsme separačním výkonem dosazovací nádrže. Důležitý technologický parametr je R , recirkulační poměr, definován jako poměr průtokového množství vratného kalu a odpadní vody.

$$R = \frac{Q_r}{Q_1}$$

Čím vyšší je recirkulační poměr, tím menší zahuštění aktivovaného kalu je nutné. Ovšem z praktických důvodů je recirkulační poměr omezený a koncentrace aktivovaného kalu po jeho zahuštění v dosazovací nádrži může při jeho dobré sedimentovatelnosti dosáhnout nejvýše 10 až 15 kg/m³.

Obvykle je aktivace provozována při koncentraci kalu 3 až 5 kg/m³, existují však odchylky. Rozporný požadavek na nízkou koncentraci kalu v přítoku do dosazovací nádrže, a naopak vysokou koncentraci v aktivační nádrži je někdy řešen tak, že nádrž není provozována se stejnou koncentrací kalu v celém objemu, přičemž na odtoku z ní je koncentrace nejmenší. Toho lze dosáhnout vhodnými konstrukčními úpravami nebo usměrněním průtoku vody.

Se stářím kalu úzce souvisí jeho zatížení B_x , které bývá rovněž považováno za základní parametr pro posouzení zatížení reaktoru.

Tabulka 4: Rozdělení aktivace podle zatížení

Aktivace	t_{sk}	B_x dle BSK ₅ (kg/kg/d)	t_{ov} (h)
Nízko zatížená	> 25	0,05 - 0,1	24 - 72
Středně zatížená	3–15	0,2 - 0,5	4 - 12
Vysoko zatížená	< 3	> 1,0	1 - 2

Uvedené rozdělení je jen přibližné, ostré hranice mezi jednotlivými systémy neexistují. U středně a nízko zatížené aktivace se dosahují vysoké čistící účinky, dle BSK₅ obvykle přes 90 %.

Teplota vody v reaktoru nemá v aerobních čistírenských procesech zdaleka tak významnou úlohu jako v procesech anaerobních. I když se vliv teploty na jednotlivé bakteriální druhy nepochybně projevuje, ve směsné kultuře v podmínkách biologického čištění není vliv teploty na odstranění organického znečištění výrazný. To však neplatí o nitrifikaci, u nichž je vliv teploty rozhodujícím parametrem. Také u vysoko zatížených systémů a při rozkladu xenobiotik je možno očekávat větší odezvu na sníženou teplotu.

Přípustné pH čistěných odpadních vod bude závislé na tom, zda kyselost či zásaditost je způsobena organickými či anorganickými sloučeninami. Jsou-li příčinou kyselosti nebo zásaditosti organické látky, které se v nádrži rozkládají a tím se odstraňují z roztoku, může být pH čistěné vody ve velice širokém rozmezí od 5 do 11. Jsou-li příčinou nízkých nebo vysokých hodnot pH anorganické kyseliny nebo zásady je neutralizace nutná, aby pH čistěné vody bylo v rozmezí 6,0 až 8,0.

Optimální pH pro většinu bakterií leží v rozmezí od 6,0 do 7,5. Kvasinky mají optimální pH od 4,0 do 5,8 a plísňe od 3,8 do 6,0. Aktivovaný kal lze adaptovat na pH v poměrně širokém rozmezí od 6,0 do 9,0. Při čištění městských odpadních vod je optimální pH v rozmezí 2,0 až 2,5. Při hodnotách pod 6,0 je nebezpečí růstu vláknitých hub.

Účinnost čištění může být ovlivněna i nutriční nevyvážeností dané odpadní vody. Jde hlavně o nedostatek makrobiogenních prvků fosforu a dusíku. Potřebná množství dusíku a fosforu jsou dány přibližně následujícími vztahy:

$$BSK_5 : N : P = 100 : 5 : 1$$

Tyto poměry vyplynuly ze skutečnosti, že biomasa akumulovaného kalu obsahuje přibližně 10 % dusíku a 2 % fosforu a že je u středně zatížené aktivace přechází přibližně 50 % z odstraněné BSK₅ na syntézu. Z toho plyne že na každých 100 kg odstraněné BSK₅ je zapotřebí 5 kg dusíku a 1 kg fosforu.

Splaškové a městské odpadní vody mají dusíku a fosforu nadbytek a musí se odstraňovat. Nedostatek těchto prvků může být v některých průmyslových vodách.

8. Spotřeba kyslíku pro aktivaci, přestup kyslíku do vody, oxygenační kapacita, typy reaktorů.

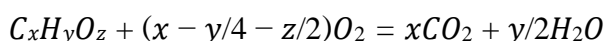
Aerobní biologické pochody potřebují kyslík, je proto nezbytné zajistit jeho přísun do aktivační nádrže. Potřebou kyslíku rozumíme množství, které se musí dodávat do aktivace. Spotřebou pak množství, které se spotřebuje při biochemické oxidaci.

Kyslík se v aktivační nádrži spotřebuje na:

- a) oxidaci organických látek mikrobiálním procesem,
- b) syntézu buněčného materiálu,
- c) autooxidaci buněčného materiálu (endogenní respiraci),
- d) nitrifikační pochody.

Spotřeba kyslíku v aktivační nádrži je úměrná množství odstraněných organických látek a autooxidaci buněčné hmoty.

Obecná rovnice oxidace organických látek je:



Z rovnice plyne, že na oxidaci 1 kg organické biomasy je potřeba 1,42 kg O₂. Hodnota tohoto kyslíkového ekvivalentu se v praxi pohybuje mezi 1,3 až 1,5 kg. Rozpustnost kyslíku ve vodě je nízká. Při 0 °C je to 14,6 mg/l, při 20 °C pak 9,08 mg/l O₂.

8.1. Přestup kyslíku do vody, oxygenační kapacita

Kinetiku přestupu kyslíku do vody lze vyjádřit diferenciální rovnicí:

$$\frac{dc}{dt} = K \cdot (c_s - c)$$

kde: c_s ... je rozpustnost O₂ za daných teplotních a tlakových podmínek (mg/l),

c ... je aktuální koncentrace O₂ ve vodě v čase t (h),

K ... je za daných podmínek aerační konstanta, zvaná objemový koeficient přestupu kyslíku (l/h).

Z této rovnice vyplývá, že rychlost přestupu kyslíku je přímo úměrná rozdílu koncentrace O₂ při nasycení a aktuální koncentrace, tedy takzvaném deficitu kyslíku. Objemový koeficient přestupu kyslíku K závisí na způsobu, jakým je kyslík do vody přiváděn, na jeho přiváděném množství za časovou jednotku, na aeračním systému a jeho vztahu k arované nádrži, její velikosti, tvaru apod. Aby bylo možno vyjádřit výkonnost aeračních zařízení a různá zařízení vzájemně srovnávat, byl zaveden pojem oxygenační kapacita, definovaný vztahem:

$$OC = K \cdot c_s$$

kde: OC... je oxygenační kapacita, uváděna v množství O_2 na objemovou jednotku nádrže za časovou jednotku ($g/m^3/h$)

Je to množství kyslíku, které se za hodinu rozpustí ve vodě při chodu aeračního zařízení a za podmínky původní nulové koncentrace kyslíku ve vodě, kdy je příjem největší. Oxygenační kapacita závisí na tlaku vzduchu a teplotě vody. Je standardizována pro tlak 0,1 MPa a teplotu 20 °C. Vliv tlaku lze, vzhledem k jeho atmosférickému kolísání, obvykle zanedbat.

Koeficient K nelze teoreticky vypočítat, musíme tedy oxygenační kapacitu stanovit experimentálně.

Do aktivačních nádrží se kyslík přivádí ze vzduchu nebo jako čistý plyn (kyslíková aktivace).

Obsah nádrží se provzdušňuje následujícími způsoby:

- a) stlačeným vzduchem – při pneumatické aeraci,
- b) mechanickými aerátory – při mechanické aeraci,
- c) kombinací předchozích dvou způsobů – při kombinované aeraci,
- d) ejektory nebo injektory – při hydropneumatické aeraci.

Při pneumatické aeraci se vzduch rozptyluje do vody různými aeračními elementy (děrovanými trubkami, porézními materiály keramickými a z plastů ve tvaru trubek, zvonů a disků). V závislosti na velikosti otvorů a na porositě vznikají vzduchové bubliny o různém průměru. Podle velikosti průměru vzduchových bublin (d) rozeznáváme následující tři druhy pneumatické aerace:

- a) jemnobublinnou ($d = 1$ až 4 mm),
- b) středobublinnou ($d = 4$ až 10 mm),
- c) hrubobublinnou ($d > 10$ mm).

Při kombinované aeraci je kombinován mechanický účinek promíchávání nádrže s přívodem stlačeného vzduchu. V jednom takovém uspořádání je například do výtlačného potrubí čerpadla, které uvádí směs v aktivační nádrži do pohybu, přiváděn tryskou dmýchaný vzduch.

Při hydropneumatické aeraci je vzduch nasáván ejektorem umístěným na výtlačném potrubí čerpadla, kterým je směs v aktivační nádrži cirkulována. Používá se u malých čistíren.

Při pneumatické aeraci se uplatňuje především:

- a) velikost vzduchových bublin,
- b) výška vodního sloupce,
- c) intenzita aerace,
- d) zatížení aeračního elementu,
- e) obsah organické látky ve vodě.

Všechny tyto faktory ovlivňují rovněž využití kyslíku ze vzduchu, které se u nyní používaných aeračních elementů a při výškách vodního sloupce 4 až 6 m pohybuje v aktivační směsi od 2 do 15%.

Při mechanické aeraci se uplatňuje především:

- a) hloubka ponoru,
- b) počet otáček,
- c) obsah organických látek ve vodě.

U obou způsobů aerace je jediným nenastavitelným faktorem obsah organických látek ve vodě. Z organických látek jsou nejdůležitější látky povrchově aktivní (PAL). Jejich vliv může být pozitivní i negativní. Při velmi nízkých koncentracích PAL buď neovlivňují vůbec nebo dokonce pozitivně. Při vyšších koncentracích PAL je jejich vliv výrazně negativní.

Dále je třeba zdůraznit, že OC každého aeračního zařízení je do určité míry závislá na geometrii nádrže. Geometrii nádrže rozumíme nejen její tvar, hloubku a velikost, ale i umístění aerátorů a norných stěn v ní. U aeračních systémů se hodnotí vždy jejich energetická náročnost, neboť spotřeba elektrické energie na aeraci aktivačních nádrží tvoří významný podíl z celkové spotřeby na ČOV. Proto bývá u aeračních zařízení uváděn výtěžek kyslíku definovaný vztahem:

$$E_v = \frac{OC}{W_h}$$

kde: E_v ... je výtěžek kyslíku (kg O₂/kWh),

W_h ... je hodinová spotřeba elektrické energie vztažená k jednotkovému objemu aktivační nádrže (kWh/m³/h).

Výtěžek kyslíku bývá u běžných aeračních zařízení 1 až 2 kg/kWh, u energeticky úsporných systémů vyšší. U moderních aeračních systémů je regulován přívod vzduchu do aktivace podle skutečné koncentrace rozpuštěného kyslíku v aerované směsi, což vyžaduje měřicí a regulační zařízení, jímž se předávají povely aeračnímu zařízení, které na ně automaticky reaguje – u dmýchadel změnou otáček rotoru nebo nastavením lopatek dmýchadla.

8.2. Aerátory používané při čištění odpadních vod.

Vzduch se do aktivačních nádrží dodává kompresory turbodmychadly a ventilátory. U aerace se ustoupilo od středobublinné aerace.

Přednostně se používá jemnobublinná aerace, u níž tvoří aerační elementy trubky nebo disky z keramického nebo častěji z plastového pórovitého materiálu, ale i desky z pružné umělé hmoty děrované laserem, příp. v jednoduchém provedení návleky s umělohmotných tkanin na děrované trubky. Umístění jemnobublinných aeračních elementů bývá nejčastěji na dně nádrží hloubky aspoň 4 m, a to většinou celoplošně, někdy však po jedné straně nádrže. U těchto elementů je důležitým parametrem odpor vůči proudícímu vzduchu, který není u dobrých výrobků při provozních podmínkách větší než 200 až 300 mm v.s.

Velikost vzduchových bublin určuje jejich plochu, a tedy i plochu fázového rozhraní. Čím je menší jejich poměr, tím je při dané intenzitě aerace, resp. daném objemu vzduchu tato plocha větší.

Procentuální využití kyslíku z dmýchaného vzduchu bývá na 1 m hloubky nádrže u středobublinné aerace při koncentraci O_2 1 až 2 mg/l cca 1 %, u jemnobublinné aerace 3 % i více. Například při jemnobublinné aeraci aktivační nádrže o hloubce vodního sloupce 5 m je možno počítat s využitím kyslíku kolem 15%.

Mechanická aerace je zajišťována povrchovými aerátory, které se otáčejí v aerované kapalině a vytvářejí při turbulenci celého objemu i disperzi vodních částic v okolí aerátoru, čímž je zajištěn přístup O_2 ze vzduchu do vody. Dělí se podle polohy hnací hřídele na aerátory s horizontální osou, tzv. aerační válce, a s osou vertikální neboli aerační turbíny. Oxygenační kapacita tohoto aeračního systému závisí na tvaru aerátoru, jeho ponoru ve vodě a rychlosti otáček. Tak např. u aeračních válců se OC zvyšuje přibližně lineárně s jejich ponorem.

Nevýhodou je poruchovost převodovek mechanických aerátorů s vertikální osou. Maximální hloubka nádrže může být do 3 m. V zimě tyto aerátory silně prochlazují aktivační směs.

9. Biologické odstraňování dusíku z odpadních vod, nitrifikace a denitrifikace.

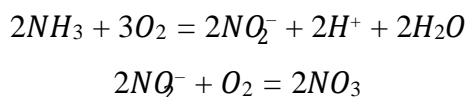
Současná legislativa požaduje při čištění splaškových odpadních vod odstraňování sloučenin dusíku. Tato povinnost platí pro čistírny od velikosti 500 ekvivalentních obyvatel. Přítomnost sloučenin dusíku ve vyčištěných odpadních vodách je nežádoucí. Umožňují růst zelených organismů a tím se podílejí na eutrofizaci povrchových vod. Amoniakální dusík má při biochemické oxidaci vysokou spotřebu kyslíku a to 4,57 g kyslíku na 1 g amoniakálního dusíku. Nedisociovaný amoniak je ve vodném prostředí toxický.

V odpadních vodách se anorganický dusík nejčastěji vyskytuje v amoniakální formě. Organicky vázaný dusík je přítomen v látkách bílkovinné povahy.

Dusík můžeme odstraňovat biologickými procesy nitrifikace a denitrifikace, které na sebe navazují. Fyzikálněchemicky je možno použít iontoměniče, stripování vzduchu nebo membránové procesy.

9.1. Nitrifikace

Nitrifikace probíhá ve dvou stupních. V prvním stupni se amoniakální dusík oxiduje na dusitany pomocí bakterií rodu *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira* a *Nitrosocystis*. Ve druhém stupni jsou vzniklé dusitany oxidovány na dusičnany mikroorganismy *Nitrobacter* a *Nitrocystis*. Obě skupiny organismů jsou litotrofní a jako zdroj uhlíku potřebují CO_2 . Nitrifikace probíhá podle rovnice:



Sumárně:



V průběhu nitrifikace dochází ke značnému snižování kyselinové neutralizační kapacity ($\text{KNK}_{4,5}$)

Oxidace amoniaku na dusičnany

Vznikající kyseliny snižují tlumivou kapacitu vody a při její nízké hodnotě a vysoké koncentraci $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ je potřeba přidávat neutralizační činidlo, obvykle $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

9.1.1. Faktory ovlivňující proces nitrifikace

Koncentrace kyslíku výrazně ovlivňuje proces nitrifikace. Kritická koncentrace O_2 , pod níž se nitrifikační procesy zastavují je cca 1 mg/l. Doporučuje se udržovat koncentraci O_2 v aktivační nádrži kolem 2 mg/l.

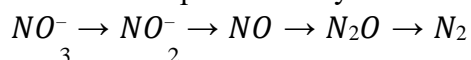
Nitrifikační bakterie jsou velmi citlivé na celou řadu organických a anorganických látek. Z organických látek to jsou především těžké kovy, kyanidy, kyanatany a neiontové formy NH_3 a HNO_2 . Z organických látek vykazují nejsilnější inhibiční vliv ty, které mají v molekule síru a dusík. Nitrifikační bakterie jsou chemolitotrofní.

Stáří kalu, jeho zatížení v každém aktivačním systému spolu souvisí. Účinnosti nitrifikace 90 % a vyšší se dá dosáhnout u městských odpadních vod při zatížení kalu pod 0,30 kg/kg/d a stáří kalu nad 5 dní. Přitom je třeba zdůraznit, že příčinným faktorem je stáří kalu, a nikoliv jeho zatížení. Když je stáří kalu nižší než generační doba nitrifikátorů, dojde k jejich vyplavení ze systému a nitrifikace nemůže probíhat.

9.2. Biologická denitrifikace

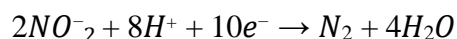
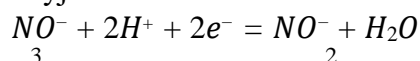
Denitrifikace je opakem nitrifikace a znamená redukci dusičnanů a dusitanu na N_2 nebo N_2O . Mohou ji provádět četné organotrofní bakterie jako například rody *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Denitrobacillus* aj. Oxidovaných forem dusíku mohou organismy využívat asimilačně nebo disimilačně. Nitrátová asimilace je proces redukce dusičnanů na amoniak za účelu získání dusíku pro syntézu buněčné hmoty. Nitrátová disimilace (respirace) je proces, při kterém organismy využívají dusičnanový dusík jako konečný akceptor elektronu místo molekulárního kyslíku.

Denitrifikace je redukce dusičnanů přes dusitany na oxid dusný a plynný dusík.

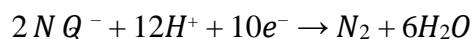


Za anoxických podmínek, tedy v prostředí bez molekulárního kyslíku dochází k redukci dusičnanů a dusitanů na dusík N , resp. oxid dusný N_2O , což se nazývá denitrifikace. Tento mikrobiální proces je výsledkem metabolické činnosti chemoorganotrofních aerobních bakterií, které při rozkladu organických látek využívají jako akceptor elektronů molekulární kyslík, ale v jeho přítomnosti jsou schopny využívat náhradní akceptory elektronů, a to dusitany a dusičnany, které redukují, jak uvedeno výše, na N_2 a N_2O . Proces je dvoustupňový. V prvním stupni jsou redukovány dusičnany na dusitany a ve druhém stupni jsou tyto dále redukovány na dusík, resp. oxid dusný.

Redukci NO_2^- a NO_3^- lze vyjádřit rovnicemi:



a výslednou rovnicí:



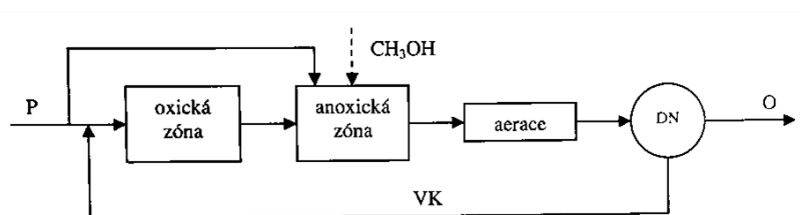
Dusičnanový nebo dusitanový dusík figuruje při anoxické respiraci jako konečný akceptor elektronů a má tedy stejnou úlohu jako molekulární kyslík při oxické respiraci. U dusičnanů přijímá dusík 5 elektronů, u dusitanů 3 elektrony při redukci na plynný dusík. Denitrifikační bakterie jsou bakterie organotrofní. Potřebují ke svému životu nejen anoxické prostředí, ale i organický substrát. Získávají jej z odpadní vody, případně ze zvlášť přidávaného externího substrátu např. z metanolu.

Rychlost denitrifikace se zvyšuje s rostoucí teplotou a je vždy vyšší se substrátem exogenním než endogenním. Denitrifikace probíhá v dostatečně širokém rozmezí pH od 6 do 9.

Z hlediska technologického uspořádání odstraňování dusíku může probíhat v jednokalovém nebo dvoukalovém systému. V posledních letech je nejvíce provozován jednokalový systém, ve kterém jedna směsná kultura zajišťuje odstraňování organických látek, nitrifikaci a denitrifikaci tak, že je periodicky vystavena oxickým a anoxickým podmínkám. Různá provozní schémata jsou uvedena na obrázcích níže.

9.3. Technologické uspořádání nitrifikace a denitrifikace

Nejjednodušší uspořádání je řešeno takto:

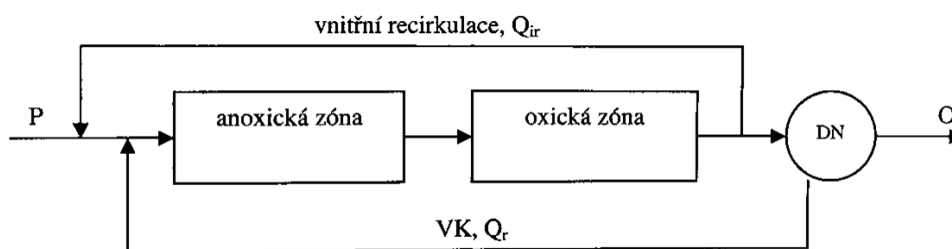


Obr. 17: Schéma aktivace s denitrifikací

V provzdušňované oxické zóně dochází k oxidaci amoniaku na dusičnany a v následující zóně anoxické, která není provzdušňována, ale jen míchána, aby nesedimentoval aktivovaný kal, jsou dusičnany redukovány na dusík. K tomu, aby denitrifikace probíhala, je potřebné přivádět do denitrifikačního reaktoru exogenní substrát, např. část nečištěné odpadní vody nebo metanol, případně kyselinu octovou. Přebytek organické hmoty přivedené do anoxického reaktoru je třeba rozložit v dalším menším aerobním reaktoru. Řízení procesu

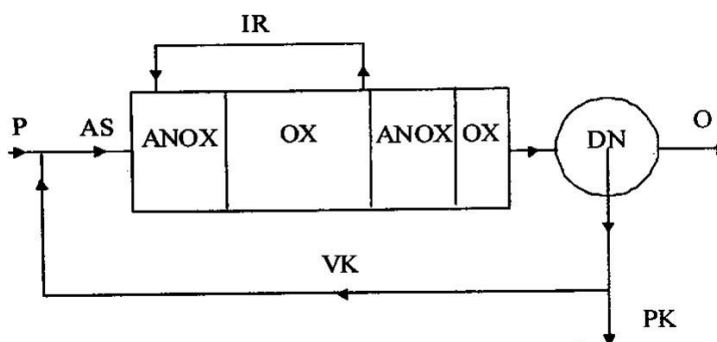
tímto způsobem není vzhledem k proměnlivému složení a koncentraci odpadní vody jednoduché.

Pro dokonalejší využití organické hmoty odpadní vody k denitrifikačnímu procesu se doporučuje zařazení denitrifikačního stupně před nitrifikací. V tomto případě je však nutné zavedení recirkulace směsi za oxickým reaktorem, jímž jsou dusičnany vzniklé nitrifikací v oxickém reaktoru přiváděny do reaktoru anoxického, v němž probíhá denitrifikace. Tímto tzv. vnitřním recyklátem, jehož poměr k přiváděnému množství odpadní vody je poměrně velký, se vrací aktivací směs před jejím přívodem do dosazovací nádrže, a to proto, aby nebyla tato nádrž přetěžována velkým množstvím přiváděné suspenze. Z dosazovací nádrže se vrací jen usazený kal v obvyklém množství (cca 30 až 50 % z přítoku).



Obr. 18: Schéma aktivace s denitrifikací s vnitřním cyklem

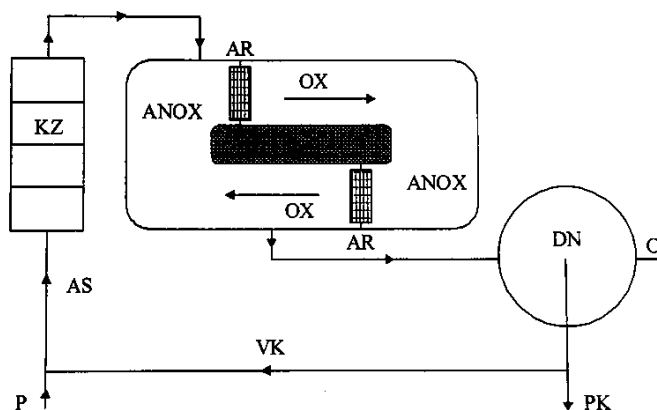
K odstranění problémů s vysokými hodnotami vnitřní recirkulace, se někdy místo systému D–N používají systémy s opakovaným řazením anoxických a oxických zón. Příkladem může být čtyřstupňový proces BARDENPHO



Obr. 19: Schéma čtyřstupňového aktivčního procesu BARDENPHO

Simultánní nitrifikací a denitrifikací rozumíme takové uspořádání aktivací nádrže, kde se střídají oxické a anoxické zóny. Velmi často je navrhována tzv. oběhová aktivace, což je aktivace s jedním oběhovým žlabem. Ke stabilizaci anoxických prostorů v oběhovém žlabu přispívá oddělení aerační a míchací funkce aerátorů. K vnosu potřebné energie se používají ponořená vrtulová míchadla, zatímco vzdušný kyslík se dodává aerací pneumatickou (zejména celoplošné jemnobublinné aerační systémy umístěné před vrtulovým míchadlem).

Vzhledem k hydraulickému charakteru oběhových aktivačních systémů mohou v aktivovaných kalech těchto systémů dominovat vláknité mikroorganismy. Aby se snížilo riziko vláknitého bytí či tvorby pěn, které je ostatně pro tyto systémy charakteristické, předřazují se před objemové nádrže kontaktní zóny, ve kterých je vratný aktivovaný kal směšován s odpadní vodou tak, aby se vytvořil mezi kontaktní zónou a hlavní nádrží potřebný koncentrační gradient.



Obr. 20: Schéma oběhové aktivace s kontaktní zónou

ANOX - místa s anoxickými podmínkami, AR – aerační rotory, AS - aktivační směs, DN - dosazovací nádrž, KZ – kompartmentalizovaná, míchaná (neprovzdušňovaná) kontaktní zóna, O – odtok, OX – místa s oxickými podmínkami, P – přítok, PK - přebytečný aktivovaný kal, VK - vratný aktivovaný kal

10. Biologické odstraňování fosforu z odpadních vod, chemické odstraňování fosforu

Fosfor ve vypouštěných odpadních vodách je nežádoucí, neboť podporuje eutrofizaci podobně jako dusík. V městských odpadních vodách je ho kolem 10 mg/l i více.

V odpadních vodách se vyskytuje nejčastěji ve formě orthofosforečnanů (PO_4^{3-}). Organicky vázaný fosfor, který je produktem biologických procesů, se téměř veškerý v odpadní vodě transformuje na orthofosforečnany.

Z odpadních vod můžeme fosfor odstraňovat procesy biologickými nebo chemickými. Při běžném biologickém čištění odpadních vod dochází k částečnému odstraňování fosforu z odpadních vod, neboť je součástí nové biomasy, která se při aktivaci tvoří a je odstraňován jako přebytečný kal. V tomto kalu je obsah fosforu v sušině kolem 2 %.

Biologické odstraňování fosforu je založeno na schopnosti některých mikroorganismů aktivovaného kalu akumulovat za určitých podmínek fosforu ve formě polyfosfátů. V současné době je známo kolem 20 druhů mikroorganismů, které mohou akumulovat polyfosfáty. Tyto bakterie jsou souhrnně označovány jako Poly-P (Polyfosfáty akumulující) bakterie. Mechanismus zvýšené akumulace fosforu představuje pro tyto mikroorganismy výhodu při opakovaném střídání anaerobních a oxických kultivačních podmínek. Základní mechanismus pro biologické odstraňování fosforu je střídání anoxických a oxických zón v aktivačních nádržích.

Vytvoříme-li v aktivaci anaerobní podmínky, mikroorganismy rozkládají organické látky z odpadních vod na nízkomolekulární sloučeniny typu nižších alkoholů a nižších mastných kyselin, včetně kyseliny octové.

Vzhledem k tomu, že v anaerobních podmínkách není přítomen ani kyslík ani dusičnanový dusík může docházet k oxidativnímu využití těchto organických látek. Poly-P bakterie jsou však schopny je akumulovat a ukládat ve formě zásobních látek jako je poly- β -hydroxymáselná kyselina (PHB). Energie potřebná k tomuto procesu je uvolňována depolymerací buněčných polyfosforečnanů uložených v buňkách ve volutinových granulích.

Po přenosu aktivovaného kalu z podmínek anaerobních do oxických jsou organické zásobní látky v buňkách Poly-P bakterií oxidovány za přítomnosti molekulárního kyslíku. Uvolněná energie je v přebytku k potřebám buňky, a proto je tato energie zpětně ukládána do buněčných polyfosforečnanů. Buňky Poly-P bakterií v oxických podmínkách akumulují jak fosforečnany uvolněné za anaerobních podmínek, tak přinesené odpadní vodou.

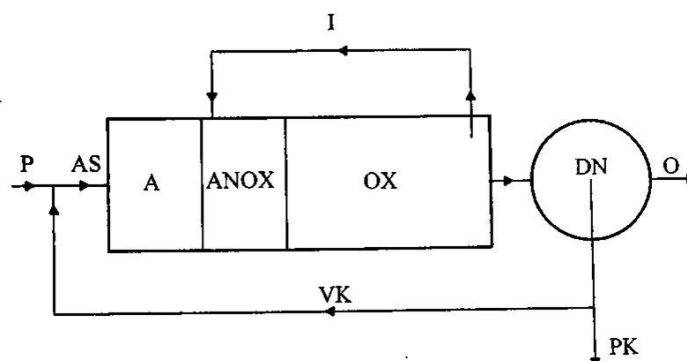
Fosfor je ze systému odstraňován vázaný ve volutinových granulích v přebytečném aktivovaném kalu, který se odebírá v oxickém stavu.

Pokud se podaří v aktivačním systému navodit mechanismus zvýšeného biologického odstraňování fosforu, může obsah fosforu v sušině aktivovaného kalu dosáhnout až 9–10 %. Nutno si však uvědomit, že fosfor není v buňkách Poly-P bakterií vázán nikterak pevně a snadno se z nich uvolňuje.

Přehledně uvedeno, aktivace se zvýšeným odstraňováním fosforu musí splňovat tyto podmínky:

1. v systému musí být vhodně dimenzována anaerobní zóna, ve které dochází k tvorbě nižších mastných kyselin, depolymeraci polyfosfátů na orthofosfáty a syntéze zásobní PHB v buňkách Poly-P bakterií,
2. za anaerobní zónou musí následovat aerobní zóna, ve které dochází v buňkách Poly-P bakterií k depolymeraci a oxidaci PHB a k tvorbě polyfosfátů,
3. fosfor se ze systému musí odvádět s přebytečným kalem z oxické části aktivační nádrže.

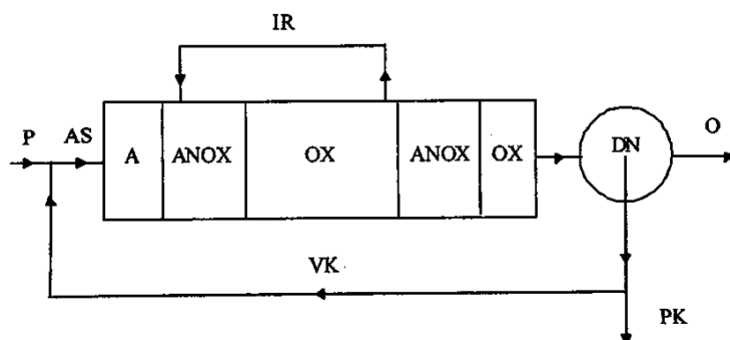
Odstraňování fosforu většinou probíhá společně s odstraňováním dusíku. Je to proces obtížný, neboť požadavky na jednotlivé skupiny mikroorganismů jsou značně odlišné.



Obr. 21: Třístupňový aktivační systém

A - anaerobní zóna, ANOX - anoxická zóna, AS - aktivační směs, DN - dosazovací nádrž, IR - interní recirkulace aktivační směsi, O – odtok, OX – oxická zóna, P – přítok, PK - přebytečný aktivovaný kal, VK - vratný aktivovaný kal

Složitější je pětistupňový aktivační systém pro kombinované odstraňování dusíku a fosforu, jak je uvedeno na následujícím schématu:



Obr. 22: Pětistupňový aktivační systém

A - anaerobní zóna, ANOX - anoxická zóna, AS - aktivační směs, DN - dosazovací nádrž, IR - interní recirkulace aktivační směsi, O – odtok, OX – oxická zóna, P – přítok, PK - přebytečný aktivovaný kal, VK - vratný aktivovaný kal

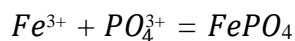
10.1. Chemické odstranění fosforu

Chemické odstraňování fosforu, přesněji řečeno orthofosforečnanů (PO_4^{3-}) spočívá v tvorbě nerozpustných sloučenin fosforu.

Přidá-li se k roztoku fosforečnanů železitá nebo hlinitá sůl (koagulat), dochází k vysrážení nerozpustného fosforečnanu železitého nebo hlinitého.

Při stechiometrické dávce srážedla by měl být prakticky všechen fosforečnan vysrážen, ve skutečnosti však nyní zůstává v roztoku ještě nezanedbatelná koncentrace, která sice s růstem dávky srážedla také klesá, zdaleka však neúměrně stechiometrickému množství přídatku. Důvodem je tvorba rozpustných hydroxo-fosforečnanů, které se uplatňuje v závislosti na pH.

Srážení lze popsat následující rovnicí:



Srážení neprobíhá kvantitativně a dosahovat hodnoty pod 1mg/l bývá obtížné.

Pro dosažení účinnosti srážení nad 90 % je potřeba dávkovat výrazně větší množství koagulantů nad stechiometrický poměr. Zvyšování dávek koagulantů může způsobit okyselení aktivační směsi, a tím negativně ovlivnit biologické procesy. V praxi se jako koagulanty používají síran železitý a síran hlinitý. Síran železitý se dodává ve 40% roztoku pod obchodním názvem Preflok.

Chlorid železitý se také většinou používá v roztoku. Je silně hygroskopický a korozivní na železo. Koagulant se většinou dávkuje dávkovacími čerpadly. Dávka bývá v 50% přebytku.

Dávkování koagulantu je možné do těchto míst průtočného profilu ČOV:

- do lapače písku (před-srážení), přičemž vzniklá sraženina je odstraněna spolu s primárním kalem v usazovací nádrži,
- do aktivací nádrže (simultánní srážení), obvykle do poslední třetiny jejího koridoru. Tento způsob vede k lepší separovatelnosti aktivovaného kalu v dosazovací nádrži a tím někdy k docílení lepších čistících účinků i v odstranění organického znečištění.
- dávkování do biologicky vyčištěné odpadní vody (do-srážení) je nejúčinnější a nejlépe regulovatelné, vyžaduje však koagulační nádrž a nádrž pro separaci vysráženého kalu.

Přídavkem koagulantů (srážedel) dochází k adsorpci koloidních částic na sraženině. Může to vést k určitému snížení organického znečištění. Pozitivní vliv je možno zaznamenat při srážení biologicky čištěné odpadní vody.

Při simultánním srážení je v některých případech uváděno zlepšení sedimentačních vlastností aktivovaného kalu. Naopak snížení organického znečištění v mechanicky čištěné odpadní vodě v procesu před-srážení nemusí být žádoucí pro následné odstranění dusíku denitrifikací v aktivaci.

11. Teorie biofilmových procesů. Biofilmové kolony, biofilmové reaktory.

Teorie biofilmových procesů je shodná s teorií procesu aktivace, neboť se při něm uplatňují všechny faktory tohoto procesu. Jsou to aerobní mikroorganismy, organická hmota (substrát) a kyslík. Mikroorganismy, která rozkládají substrát, nejsou ve formě vloček v aktivační nádrži, ale přirostlé na pevném podkladě (nosiči), na kterém utvářejí biologickou blánu biofilmu.

Nosičem biofilmu původně byly volně sypané kameny nebo struska, později byly nahrazeny materiály z plastu.

Biofilm není v celé své vrstvě homogenním materiálem, ale je stratifikován. Vrstva, která je ve styku s vodným prostředím, je oxická, směrem k nosiči však koncentrace kyslíku ubývá, a pokud není jeho transport z vodné vrstvy dostatečně rychlý ve srovnání s jeho spotřebou mikrobiálními procesy, vytváří se vrstva anoxická a anaerobní. Mezi biofilmem a proudící vodou se vytváří stagnantní kapalinový film, v němž existuje koncentrační spád mezi látkami ve vodě a v biofilmu. V reaktorech s vysokou turbulentí lze však jeho existenci zanedbat.

Oxická vrstva biofilmu, zvaná aktivním biofilmem, mívá tloušťku 50 až 150 μm . Celková tloušťka biofilmu, která bývá i přes 5 mm, je závislá na způsobu provozu. Koncentrace biomasy v biofilmu závisí na jeho typu a morfologii. Obvykle bývá kolem 100 kg/m^3 .

Biofilmové reaktory mají hydraulický režim postupného toku. Vstupní části reaktoru bývají více zatíženy, což vytváří podmínky pro zonaci ve složení mikroflóry v jeho průtočném profilu, například na vláknité a nevláknité organismy.

V biofilmových reaktorech existuje stratifikace biofilmu, která závisí na difuzi kyslíku vrstvou biofilmu a transportu substrátu dovnitř biofilmu.

Růst biofilmu probíhá v několika fázích:

- a) **Lagová fáze** – Bakterie jsou adsorbovány na povrch nosiče van der Waalsovými silami, zachovávají si však jako koloidní částice Brownův pohyb. Mezi adsorbovanými a volnými bakteriemi se vytváří rovnováha, kterou lze Langmuirovou izotermou. Vzniklá tenká vrstva je málo odolná vůči mechanickým vlivům.
- b) **Fáze exponenciálního růstu** – Tato fáze nastává po trvalém zachycení bakteriálních buněk na nosiči, což je důsledkem produkce extracelulárních polymerů vytvářejících matici, v níž jsou jednotlivé buňky pevně zakotveny.

Bakteriální mikrofóru tvoří vesměs nevláknité organismy, vláknité se objevují až po stabilizaci biofilmu.

- c) **Fáze zpomalení růstu** – je vyvolávána omezením transportu substrátu do hlubších vrstev biofilmu a zvýšením vlivu odumírání buněk ve stárnoucím biofilmu.
- d) **Ustálený stav** s určitou tloušťkou biofilmu. Tento ustálený stav je výsledkem dynamické rovnováhy těchto dějů: 1) adsorpce bakterií z prostředí (málo významné), 2) růstu bakterií v biofilmu, 3) odumírání bakterií, 4) strhávání části biofilmu do proudící vody.

Strhávání biofilmu závisí na jeho charakteru a na hydraulickém režimu v jeho okolí. Dochází k němu dvojím způsobem:

Je to mechanický otěr způsobený prouděním kapaliny po povrchu biofilmu. Další je spontánní strhávání biofilmu odumíráním buněk přichycených k nosiči. K tomu dochází, když tloušťka biofilmu omezuje difuzi substrátu a kyslíku a dochází k odumírání buněk. Na uvolněné ploše roste nový biofilm.

Bio filmové procesy probíhají v těchto typech reaktorů:

1. Zkrápěné biologické kolony (biofiltry) – nosičem biofilmu je náplň kolony zkrápěná odpadní vodou. V mezerách nosiče proudí vzduch přirozeným tahem nebo nuceně.
2. Rotační biofilmové reaktory – nosičem jsou disky (rotační diskové reaktory - RDR) nebo klece, které se pomalu otáčejí v korytě s odpadní vodou, do níž jsou částečně ponořeny. K aeraci dochází ve styku nosiče se vzduchem, kterému je při otáčivém pohybu střídavě vystaven.
3. Reaktory kombinované – jedná se o reaktory s biomasou ve vzhledu (aktivaci) do níž jsou pevně nosiče ponořeny nebo se vznášejí spolu s aktivovaným kalem. Ideou tohoto systému je vytvoření zvýšené koncentrace biomasy v aktivačním reaktoru bez současného přetěžování dosazovací nádrže. Přisedlá biomasa však musí být dostatečně aerována.

11.1. Zkrápěné biologické kolony

Zkrápěné biologické kolony, také nazývané biofiltry, jsou tvořeny vrstvou materiálu, uloženého na roštovém dně v betonovém (výjimečně bývá používána i ocel nebo dřevo), nahoře otevřeném plášti válcového tvaru. V obvodu pláště pod úrovní roštového dna jsou otvory (pro přístup vzduchu), jejichž souhrnná plocha bývá 1 až 2 % ze zkrápěné plochy.

Odpadní voda se přivádí na kolonu skrápěcím zařízením, většinou na principu Segnerova kola. Voda protéká náplní kolony, přičemž dochází ve styku s biofilmem k jejímu čištění. Pod roštovým dnem je pevné dno, ze kterého je tato voda odváděna do dosazovací nádrže. Důležitým faktorem čištění je kyslík, který si odebírají mikroorganismy ze vzduchu, proudícího tělesem náplně. Nerozpuštěné látky ve vodě opouštějící kolonu, což jsou v podstatě zbytky biologické blány, se zachycují v dosazovací nádrži umístěné za kolonou. Vytvoření biologické blány není ovšem proces jednorázový, ale vyžaduje určitou dobu zpracování biofiltru, která závisí na podmínkách provozu. Obvykle vyžaduje plné zapracování několik týdnů.

V minulosti se jako náplň používal přirozený materiál: štěrk, vápenec nebo struska o průměru zrna 5 až 15 cm. V současné době převažují materiály umělé, obvykle z PVC nebo z polystyrenu, různým způsobem profilované, které jsou lehčí než tradiční materiály a vytvářejí větší prostor v náplni, což je příznivější pro zajištění proudění vzduchu i vytvoření většího povrchu náplně v její objemové jednotce. Umělé náplně jsou sypané (válečky a podobně) nebo blokové, profilovaných tvarů.

Důležitým parametrem nádrže je specifický povrch. Minerální materiály mají specifický po povrch kolem $40 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Plastický materiál mezi 80 až $300 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Výška náplně bývá 4 až 8 m.

Povrchové hydraulické zatížení (v), jímž se rozumí množství vody přiváděné za časovou jednotku na jednotku ztrápené plochy – průřezu kolony ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$).

Pohybuje se mezi $0,1$ až $3,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ Tak. Podle toho, zda se jedná o nízko nebo vysoko zatěžovanou kolonu a zda se jedná o náplň krystalickou nebo z plastu.

Zkrápěné kolony pracují recirkulačně. Části vody odebírané z odtoku za dosazovací nádrží a vrácené před biofiltr se dosáhne snížení vstupní koncentrace, což má pozitivní význam v případě, když biofilm pracuje v oblasti, v níž je rychlost procesu limitována rychlostí difúze kyslíku. Význam recirkulace je i v dosažení alespoň minimálního povrchového hydraulického zatížení, nutného pro zkrápění povrchu náplně.

Přes jednoduchost a nízké náklady se od biofilmových reaktorů upouští a převažují aktivační systémy. Ty na rozdíl od biofilmových reaktorů zvládají odstraňování nutrientů dusíku a fosforu.

11.2. Rotační reaktory

Rotační reaktory jsou konstruovány ve verzi diskové nebo klecové. Většinou se používají diskové. Rotační diskové reaktory (RDR), nebo také rotační biologické kontraktory, jsou konstruovány tak, že ve žlabu polokruhového profilu se otáčí na horizontální hřídeli připevněné disky, částečně ponořené v odpadní vodě. Na těchto discích se po zpracování vytvoří biofilm, obvykle tloušťky 0,3 až 3 mm. Rotační pohyb disků způsobuje, že biofilm je střídavě ve styku s odpadní vodou a vzduchem. Tím je zajištěn stálý přísun substrátu a kyslíku ke směsné kultuře mikroorganismů v biofilmu. Přebytná biomasa se z povrchu disků odstraňuje silami, vyvolanými rotací, a odtéká s čištěnou odpadní vodou, z nichž jsou odděleny v dosazovací nádrži zařazené za biodisky.

Nejčastěji používaným materiálem pro výrobu disků jsou plasty (polystyren, polyetylen). Používané průměry disku jsou 0,5 až 3,5 m, jejich tloušťka bývá 10 až 20 mm a vzdálenost mezi nimi 10 až 40 mm. Hloubka ponoru v odpadní vodě je 25 až 40 % jejich průměru. Vzdálenost mezi biodisky a stěnou žlabu má být minimální, aby nedocházelo k sedimentaci uvolňované biomasy. Frekvence otáček se volí tak, aby obvodová rychlost byla 20 m za minutu, což při uvedených v průměrech odpovídá frekvenci otáček 2 až 13 za minutu.

Rotační klecové reaktory pracují na stejném principu, ale nosiče biofilmu jsou plastické materiály upevněné ve válcové otáčející se konstrukci.

Výhody rotačních reaktorů je jednoduchost konstrukce a nízká spotřeba energie. Nezvládají dostatečnou nitrifikaci a potřebnou denitrifikaci, proto se používají pouze u malých čistíren odpadních vod.

12. Teorie anaerobního čištění odpadních vod. Srovnání aerobních a anaerobních procesů.

Mikrobiální rozklad organických látek z anaerobních podmínek probíhá v přírodě samovolně. A na aerobní podmínky jsou tam. Kde se nevyskytuje kyslík ani dusičnany. Takové podmínky bývají na dnech rybníků a tam, kde je ve vodním prostředí vysoké organické znečištění. Tento přírodní proces, při kterém vzniká metan a oxid uhličitý, se využívá jako metoda odstraňování organického znečištění. V praxi se používá pro čištění odpadních vod s vysokým organickým znečištěním. Další využití je v anaerobní stabilizaci kalu z aerobních procesů.

12.1. Teorie anaerobního rozkladu

Rozklad organických látek za anaerobních podmínek je výslednicí součinnosti několika mikrobiálních skupin, jejichž metabolické procesy na sebe navazují. Produkty metabolismu jedné skupiny jsou substrátem pro skupinu další.

Ačkoliv jsou v anaerobním procesu převažujícími organismy bakterie, mohou hrát důležitou roli i některé jiné organismy, hlavně v počátečním stádiu fermentace. Příkladem jsou někteří bičíkovci, houby a kvasinky produkující enzymy schopné rozkládat například pro bakteriální rozklad rezistentní ligninocelulózový materiál.

Rozklad probíhá ve 4 navazujících stupních. První z nich je hydrolýza, kde jsou rozkládány makromolekulární organické látky, rozpuštěné i nerozpuštěné. Jsou rozkládány ve vodním prostředí na nízkomolekulární látky, rozpustné ve vodě extracelulárními hydrolytickými enzymy, které jsou produkovány fermentačními bakteriemi. Vzniklé nízkomolekulární látky jsou již schopny transportu dovnitř buněk. Ve druhém stupni, acidogenezi, jsou nízkomolekulární látky v buňkách rozkládány na jednodušší organické látky (kyseliny, alkoholy, CO_2 a H_2). Fermentací těchto látek se tvoří řada konečných redukováných produktů, které jsou závislé na charakteru počátečního substrátu a na podmínkách prostředí.

Důležitý je parciální tlak vodíku, který je produkt rozkladu a zároveň je spotřebováván. Při nízkém parciálním tlaku vodíku jsou produkovány kyselina octová, CO_2 a H_2 . Při vyšším jsou tvořeny vyšší organické kyseliny, mléčná kyselina, ethanol a podobně.

V dalším stádiu rozkladu, acetogenezi, probíhá oxidace těchto látek na CO_2 , H_2 a kyselinu octovou. Ta je také tvořena acetogenní respirací CO_2 a H_2 a homoacetogenními mikroorganismy. Účast acetogenních mikroorganismů produkujících H_2 na rozkladu

je nezbytná, poněvadž katabolizují propionovou kyselinu a ostatní organické kyseliny vyšší než octovou, alkoholy a některé aromatické sloučeniny.

V posledním stádiu, metanogenezi, dochází pomocí metanogenních organismů k rozkladu jejich substrátu, což jsou některé jednoduhlíkaté látky (metanol, kyselina mravenčí, metylaminy, CO_2 , CO , H_2) a kyselina octová.

Metanogenní bakterie produkující metabolickým procesem metan mají vysoké specifické požadavky na substrát i životní podmínky. Je jimi zakončen anaerobní rozklad organických látek. Metanogenní bakterie jsou striktně anaerobní a patří k nejprimitivnějším organismům. Pro svůj růst vyžadují nízký oxidačně redukční potenciál prostředí (-330 mV).

Substrátem metanogenních bakterií je především kyselina octová a směs vodíku a oxidu uhličitého.

12.2. Porovnání aerobních a anaerobních procesů mikrobiálního rozkladu organické hmoty.

Mikrobiální rozklad organických látek probíhá jak v aerobním, tak i v anaerobním prostředí. Rozklad probíhá s odlišnou bakteriální kulturou a rozdílným průběhem i konečnými produkty rozkladu. Odlišná je i bilance, energetická a bilance přeměny uhlíku.

1. Při aerobních procesech je přibližně 60 % energie spotřebováno na syntézu nové biomasy a 40 % se ztrácí ve formě reakčního tepla.
2. Při anaerobních procesech je téměř 90 % energie obsažené v substrátu zachováno ve vzniklém bioplynu, 5 až 7 % je spotřebováno na růst nové biomasy a 3 až 5 % se ztrácí ve formě reakčního tepla.

Z bilance uhlíku vyplývají následující závěry:

1. Při aerobních procesech je asi 50 % uhlíků ze substrátu proměněno v biomasu a 50 % v oxid uhličitý.
2. Při anaerobních procesech přichází asi 95 % uhlíku ze substrátu do bioplynu a 5 % do biomasy.

Z technologického hlediska představují anaerobní procesy energeticky málo náročné metody anaerobní stabilizace kalů a anaerobního čištění odpadních vod. Odstranění jednotkového množství znečištění a na aerobním způsobem je vždy ekonomicky výhodnější než aerobním způsobem.

Anaerobní procesy se v technologii čištění odpadních vod využívají ve 2 procesech. Je to anaerobní stabilizace kalů produkovaných při aerobním čištění odpadních vod nejčastěji aktivačním procesem. Druhý způsob použití je anaerobní čištění odpadních vod. Používá se při čištění odpadních vod silně znečištěných, např. z potravinářského průmyslu. Pro čištění splaškových vod tento systém není vhodný.

13. Anaerobní čištění odpadních vod. Anaerobní reaktory, druhy, zpracování.

Anaerobní procesy lze s výhodou použít pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací biologicky rozložitelných organických látek. Jedná se zejména o odpadní vody z potravinářského průmyslu, jako jsou cukrovary, pivovary, masný průmysl a podobné obory s širokým rozsahem koncentrací organického znečištění.

Spodní hranice koncentrace znečištění je nad koncentrací splaškových odpadních vod, horní hranice je prakticky neomezená, podmínkou je, aby byly tekuté.

Srovnání je anaerobních způsobů čištění s aerobními lze přehledně vyjádřit následujícími body:

1. Nízká spotřeba energie. Na rozdíl od aerobních procesů se nevynakládá energie na aeraci, navíc je anaerobní proces za optimálních podmínek energeticky aktivní (tvoří se bioplyn).
2. Nižší produkce biomasy. Produkce anaerobní biomasy je asi desetkrát nižší ve srovnání s produkcí aerobní biomasy. Z toho vyplývají i nižší náklady na zpracování přebytečného kalu. Anaerobní kal nemusí být již dále stabilizován.
3. Nízké požadavky na živiny. Esenciální živiny jsou využívány hlavně k tvorbě nové biomasy (pro růst). Vzhledem k nízké produkci biomasy proti aerobním mikroorganismům klesá v tomto poměru i potřeba živin.
4. Možnost udržet vysokou koncentraci biomasy v reaktoru. Koncentrace biomasy není limitována rychlostí přestupu kyslíku, jak je tomu při aktivačním procesu. V anaerobním reaktoru je koncentrace biomasy limitována pouze reologickými vlastnostmi kalu a konstrukcí reaktoru.
5. Nízká reakční rychlost. Rychlost metabolismu v anaerobních systémech je výrazně nižší než v aerobních. Z tohoto důvodu vyžadují anaerobní procesy delší dobu zdržení, eventuálně vysoké koncentrace mikroorganismů.
6. Relativně vysoká koncentrace organických látek na odtoku. Ve většině případů je nutno odtok z anaerobních reaktorů aerobně dočistit před vypouštěním do recipientu. Platí to hlavně pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací organického znečištění.
7. Citlivost metanogenních bakterií. Metanogenní bakterie, které jsou součástí anaerobní biomasy, jsou poměrně citlivé na změny životních podmínek.
8. Dlouhá doba zpracování anaerobních procesů. Vyplývá z nízkých růstových rychlostí anaerobních mikroorganismů, zejména metanogenních bakterií. Optimální je zpracování s vysokou koncentrací inokula adaptovaného na daný substrát.

Některé nevýhody jako nízká reakční rychlost lze eliminovat udržováním vysoké koncentrace biomasy v reaktoru. Z hlediska technologického zařízení je anaerobní proces jednodušší než proces aerobní. Celý proces probíhá v jednom reaktoru, což je velká vodo a plyno těsná válcovitá nádrž. Je vybavena mícháním a může být vybavena zahříváním s využitím vzniklého bioplynu. Vyhřívání proto, že při vyšších teplotách (35 – 55 °C) je větší výtěžnost bioplynu. Bioplyn se jímá v plynojemu a může se energeticky využívat.

Při provozu anaerobních reaktorů Kontrolujeme podobné technologické parametry jako u aerobního procesu:

- teplota - °C
- objemové zatížení reaktoru – kg CHSK/m³ za den
- látkové zatížení biomasy – kg CHSK/kg za den
- doba zdržení v reaktoru – hydraulické zatížení – dny
- kvalita přítoku a odtoku – CHSK, BSK₅
- poměr mezi vrácenou a přiváděnou odpadní vodou (recirkulační poměr)

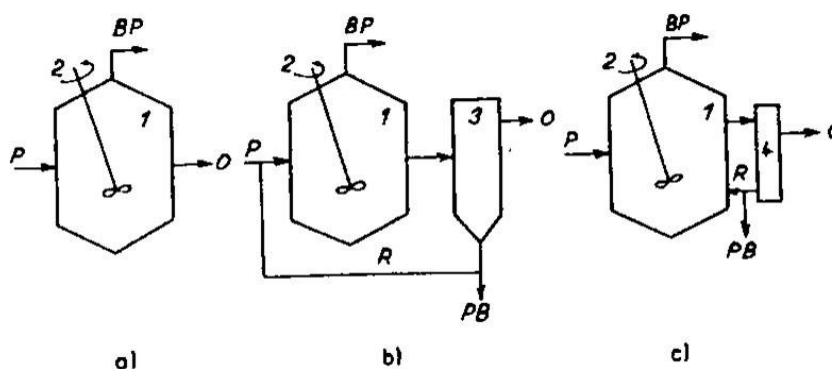
V současné době existuje celá řada různých typů reaktorů, které můžeme rozdělit na reaktory s kultivací biomasy v suspenzi a reaktory s imobilizovanou biomasou.

Volba typu a národního reaktoru pro čištění odpadních vod závisí především na:

- druhu a složení odpadních vod,
- koncentraci odpadních vod,
- teplotě odpadních vod,
- místních a ekonomických podmínkách.

13.1. Reaktory s biomasou v suspenzi

Tyto reaktory jsou realizovány jako nádrže míchané cirkulovaným bioplynem (kompresorem) nebo mechanicky míchadlem. Jedná se tedy o systémy směšovací. Jsou vhodné pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací suspendovaných látek, které tvoří nosič mikroflóry. Pro udržení vysoké koncentrace v reaktoru je nutná jejich separace od vyčištěné vody. Tato separace může proběhnout buď v reaktoru nebo mimo něj, což vyžaduje její vrácení do procesu. Možná je sedimentace v usazovací nádrži nebo v reaktoru po přerušení míchání. Z novějších postupů se nabízí použití ultrafiltrace membránami o velikosti pórů 0,01 až 0,1 mikrometrů aplikovaných uvnitř reaktoru nebo mimo něj. Reaktory jsou vhodné i pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací suspendovaných látek.



Obr. 23: Aerobní reaktory s biomasou v suspenzi

a – chemostat (bez recirkulace biomasy), b – anaerobní aktivace (s recirkulací biomasy), c – reaktor MARS (oddělení kapalné fáze membránovou filtrací), P – přítok, O – odtok, BP – bioplyn, R – recirkulace, PB – přebytečná biomasa, 1 – anaerobní reaktor, 2 – míchání, 3 – dosazovací nádrž, 4 – membránová filtrace

13.2. Reaktory s biomasou na pevném, nepohyblivém nosiči

Nosičem biomasy je u těchto reaktorů náplň (plasty, kameny, keramická náplň, trubky apod.) umístěná v koloně. Nazývají se také anaerobní filtry. Náplň je charakterizována specifickým povrchem, který bývá obvykle 100 až 200 m²/m³. Rozlišují se reaktory s průtokem zdola nahoru a s průtokem opačným. Tyto reaktory, zejména prvně uvedené, nejsou vhodné pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací suspendovaných látek pro nebezpečí ucpávání náplně, a to nejen látkami obsaženými v odpadní vodě, ale i vysráženými během procesu a růstem biomasy. Tato je u reaktorů s průtokem shora dolů většinou fixována na nosiči (kolem 90 %), zatímco u reaktorů se vzestupným tokem zůstává značná část biomasy v suspenzi (50 až 70 %). Určité nebezpečí při provozu těchto reaktorů představuje možnost tvorby zkratových proudů.

13.3. Reaktory s náplní ve vzosu

Biomasa roste u těchto reaktorů na povrchu inertního nosiče, jímž je zrnitý materiál s velkým specifickým povrchem. Prouděním odpadní vody zdola nahoru je náplň uvedena do vzosu. Rychlost průtoku musí být taková, aby se nosič ve vzosu udržel, což závisí také na velikosti zrn náplně a na rozdílu hustoty nosič– kapalina. Splnění tohoto požadavku vyžaduje recirkulaci odpadní vody. Důležité je rovnoměrné rozdělení průtoku na celou plochu průřezu reaktoru.

Mezi reaktory s náplní ve vzosu patří reaktory s expandovanou vrstvou s expanzí vrstvy 10 až 25 % a reaktory s fluidní vrstvou s expanzí vrstvy nad 100 %. Nosičem biomasy je nejčastěji písek, u expanzní vrstvy o zrnění do 2 mm u fluidní vrstvy o zrnění 0,1 až 0,5 mm.

13.4. Reaktory s pohyblivým nosičem

Tyto reaktory jsou zastoupeny biodiskovými reaktory podobné konstrukce jako pro čištění v aerobních podmínkách s rozdílem v zamezení přístupu vzduchu jejich zakrytím. Ponor disků může být větší než u aerobních reaktorů. Výkonnost reaktoru vztahená k ploše nosiče je podobná jako u reaktorů s biomasou fixovanou na pevném nosiči.

14. Anaerobní stabilizace čistírenských kalů, reaktory, produkty stabilizace, kal a jeho zpracování.

Produktem čištění městské odpadní vody je čistírenský kal, což je disperzní systém obsahující vedle rozpuštěných a koloidních látek, zpravidla převažující podíl látek suspendovaných. V mechanické části čistírny odpadních vod, v usazovacích nádržích, vzniká sedimentací látek odpadní vody primární kal. Produktem biologického čištění odpadní vody je přebytečný biologický kal.

Po smíchání primárního kalu spolu s přebytečným kalem dostáváme kal surový, který se dále v kávovém hospodářství zpracovává nejčastěji anaerobní stabilizací – metanizací. Metanizace je nejdokonalejší způsob jeho stabilizace, přičemž současně dochází i k hmotnostnímu a objemovému úbytku organické hmoty uvolněním velké části organického uhlíku v plynné formě (CO_2 , CH_4) a k uvolnění vody, původně vázané chemicky i fyzikálně. Dochází k potlačení ostatní flóry a fauny, která byla v kalu přítomna. Snížen je výskyt patogenních mikroorganismů.

Pod pojmem kal rozumíme suspenzi pevných látek nazývaných sušina kalu. Pod pojmem surový kal rozumíme kal z čistíren odpadních vod určený k metanizaci.

Složení a obsah sušiny surového kalu závisí na původu kalu (druh kanalizace, složení odpadních vod, mechanický stupeň čištění, poměr mezi primárním aktivovaným kalem apod.).

Obsah organických látek (organické sušiny) se určuje stanovením ztráty žíháním sušiny. Ztráta žíháním představuje celkový úbytek látek těkavých a spalitelných při 550 °C, a to organických i anorganických.

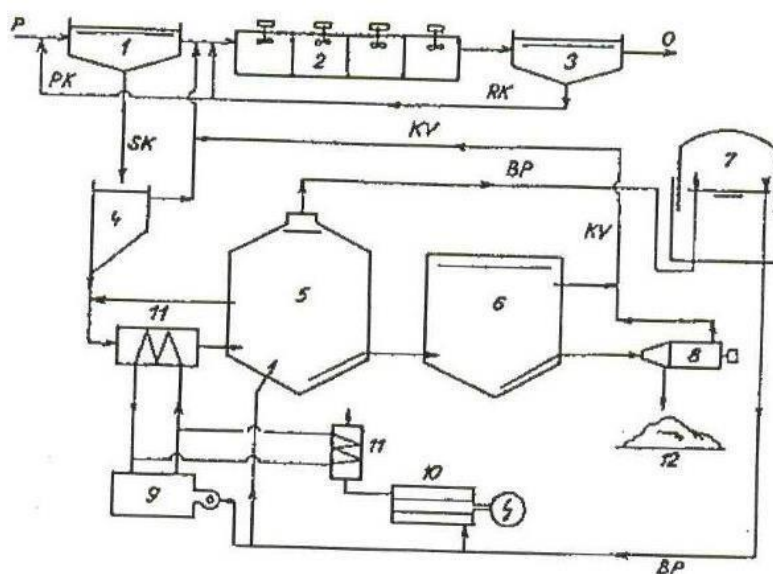
V surovém kalu z městských čistíren odpadních vod je poměr organických látek v sušině k anorganickým přibližně 2:1, po metanizaci klesne tento poměr na 1:1. Předpokládá se, že při metanizaci surového kalu klesne obsah organické sušiny o 45 až 65 %. Typicky surový kal z městské čistírny obsahuje kolem 5 % sušiny (z toho asi 70 % látek organických), po metanizaci a oddělení kalové vody má asi 7 až 10 % sušiny (z toho asi 50 % látek organických).

Účinnost anaerobní stabilizace kalů se hodnotí podle skutečného úbytku organické sušiny kalu. Lze ji vypočítat z bilance celkové sušiny kalu a organické sušiny surového kalu a kalu po metanizaci. V praxi se za dobře stabilizovaný kal považuje takový, ve kterém obsah organických látek byl snížen pod hodnotu 50 %.

V současné době se většina surového kalu z velkých a středních čistíren zpracovává anaerobní stabilizací.

Surový kal je semikontinuálně (v pravidelných intervalech), nebo kontinuálně přidáván do metanizační nádrže za současného odběru metanizovaného kalu a kalové vody.

V současné době se u nás ve většině případů provozuje metanizace při teplotách 30 – 35 C. Vzhledem k intenzitě anaerobních procesů, hlavně při vysoko zatěžované metalizaci, se pracuje ve 2 stupních, přičemž 1. stupeň je vyhříváný a míchaný a slouží jako anaerobní reaktor, ve kterém probíhá vlastní proces metanizace. Druhý stupeň slouží jako uskladňovací nádrž, ve které dozrívají metanizační pochody a dochází k oddělení kalu od kalové vody. Kalová voda je vrácena do aktivační nádrže a stabilizovaný kal se vede k odvodnění. Tento kal se může ještě dále hygienizovat buď chemicky nebo tepelně. Nejnovější směry vedou k sušení a spalování kalů.



Obr. 24: Schéma čistírny odpadních vod

P – přítok odpadní vody, O – odtok vyčištěné vody, RK – recirkulace kalu, PK – přebytečný aktivovaný kal, SK – surový kal, BP – bioplyn, KV – kalová voda, 1 – usazovací nádrž, 2 – aktivace, 3 – dosazovací nádrž, 4 – zahušťovací nádrž, 5 – methanizační nádrž, 6 – uskladňovací nádrž, 7 – plynojem, 8 – odvodňování stabilizovaného kalu, 9 – bojler, 10 – elektrický agregát, 11 – výměník tepla, 12 – odvodněná stabilizovaný kal

14.1. Anaerobní reaktory pro stabilizaci kalu

Moderní konstrukce metanizačních nádrží vychází z požadavku maximální úspory tepla při provozu nádrže. Z hlediska dobrého využití tepla je výhodný co největší objem nádrže, protože s rostoucím objemem relativně klesá povrch nádrže a tím i možné ztráty tepla. Velikost nádrží je však omezena možností stavební výroby. U velkých čistíren se pak staví několik nádrží, které se provozují paralelně. Z hlediska minimálního povrchu nejlépe vyhovuje tvar kulový, ten má však řadu provozních nevýhod, proto jako nejvhodnější se ukazuje nádrž vejčitého tvaru s kuželovým hrdlem. Menší nádrže se pak budují jako kombinace válce s kuzelem.

Vytápění metanizačních nádrží je nejčastěji prováděno:

- teplou vodou nebo parou a topnými tělesy uvnitř nádrže,
- teplou vodou nebo parou ve výměnících tepla vně nádrže. Ohřívá se recirkulovaný a surový kal.
- s přímým injektováním vodní páry buď přímo do nádrže nebo do recirkulovaného kalu.

V současné době je maximální snaha o energeticky úsporné řešení, takže se v maximální míře využívají výměníky tepla, zdrojem tepla je kalový plyn.

Míchání metanizačních nádrží může být:

- mechanické – různé druhy míchadel
- míchání recirkulací kalu. Kal je odčerpán z nádrže a pod určitým tlakem opět vstřikován do nádrže, čímž dojde k promíchání obsahu nádrže a současně k zabránění vzniku plovoucí kalové vrstvy.
- míchání recirkulací plynu. Bioplyn je čerpán z plynového prostoru a pod tlakem vháněn do různých míst nádrže tak, aby došlo k dokonalému promíchání. Rozrušování plovoucí kalové vrstvy může být mechanické, pomocí míchadla nebo rozstříkem surového nebo recyklovaného kalu.

14.2. Anaerobně stabilizovaný kal

Dobře stabilizovaný kal (vyhnilý) je nepáchnoucí, dobře odvodnitelný a z hygienického hlediska nezávadný. Z fyzikálního hlediska je to tmavá (až černá) amorfni neplastická heterogenní směs suspendovaných a koloidních látek. Barva je dána hlavně nerozpuštěným sulfidem železnatým.

Vzhledem k příznivému obsahu organických a anorganických látek je kal po metanizaci vhodný pro použití jako hnojivo buď přímo nebo ke kompostování. Podporuje tvorbu humusu a upravuje strukturu půdy. V současnosti se přímé zemědělské využití omezuje.

Stabilizovaný kal se obvykle odebírá z druhého stupně metanizačních nádrží. Koncentrace sušiny tohoto kalu nepřesahuje 10 %. Takový materiál je nevhodný pro přímou aplikaci na pole, protože jeho transport by byl příliš nákladný. Z toho důvodu se provádí odvodnění, které je schopné zvýšit koncentraci sušiny na 25 – 35 %, případně sušení kalu na 70 – 95 %.

Nejrozšířenějším způsobem odvodňování kalu bylo dříve extenzivní odvodňování na kalových polích. Nevýhodou tohoto způsobu jsou velké nároky na plochu a sezónní a klimatická závislost funkce kalových polí. Mnohem intenzivnější a v mnoha případech i ekonomičtější je mechanické odvodňování stabilizovaných kalů. Mechanické odvodňování anaerobně stabilizovaného kalu vyžaduje zlepšení jeho odvodňovacích schopností.

V současné době se již prakticky ve všech případech používají při odvodňování organické flokulanty. Jejich hlavními výhodami jsou vysoká účinnost a snadnější manipulace. Druh a dávka flokulantu závisí na druhu kalu a vlastnostech flokulantu.

Z provozovaných odvodňovacích metod jsou nejvýznamnější pro odvodňování aerobně stabilizovaného kalu následující: centrifugace, filtrace na kalolisech a síťových pásových lisech.

14.2.1. Odstředivky

Pro odvodňování kalu se používají celoplašťové šnekové odstředivky. Kal se přivádí potrubím v ose bubnu. Odstředěný kal se usazuje na vnitřní straně kuželovité části rotačního bubnu, centrifugát odtéká přes hranu bubnu ve válcové části. Odvodněný kal je dopravován šnekem (otáčejícím se uvnitř bubnu o něco menšími otáčkami než buben) ke zúženému konci kolmého kužele, kde vypadává z odstředivky.

14.2.2. Síťopásové lisy

Kal je odvodňován mezi 2 nekonečnými filtračními pásy. Vstupující kal je v mísících zařízeních míchán s organickým flokulantem, směs pak přechází do předodvodňovací zóny na povrch filtračního pásu, kde se odděluje větší část volné vody. Potom je kal vtlačován do klínového prostoru mezi 2 pásy, kde se vytváří postupným stlačováním kalu kalový koláč. Pásy s kalovým koláčem jsou pak dále vedeny přes esovitě uspořádané kladky, kde tlakem a stříhovými silami dochází k odstranění další vody.

Kalolisy se používají omezeně, naopak se rozšiřují nové šnekové lisy.

Obsah sušiny ve strojně odvodněném kalu se nejčastěji pohybuje mezi 20 - 25 %. Takto odvodněný kal dnešní předpisy vyžadují dále hygienizovat, aby se snížil obsah koliformních bakterií a rodu salmonela. Hygienizace se provádí chemickým přidáváním vápna (CaO) kdy dojde k silnému zahřátí více než 70 °C a zvýšení pH. Nevýhodou je únik amoniaku do prostředí. Výhodnější je hygienizace teplem spolu se sušením.

Moderní požadavky jsou na sušení odvodněného kalu v teplovzdušných sušárnách, kde se dosáhne asi 90 % sušiny a kal je vhodný ke spalování. Nejnovější způsob je spalovací sušení v zařízení, které pracuje na funkci skleníku.

14.3. Bioplyn

Bioplyn je produktem metanizace a je cennou energetickou surovinou. Používá se k ohřevu metanizační nádrže, vytápění objektu čistírny a přebytky se využívají ve výrobě energie v kogeneračních jednotkách.

Bioplyn se skládá z převážně CH_4 a CO_2 a menšího množství H_2 , N_2 a H_2S . Při výstupu z anaerobního reaktoru obsahuje ještě určité množství vody (v mezofilní oblasti 3 – 4 %) a může obsahovat stopová množství amoniaku, mastných kyselin, vyšších uhlovodíků a některé těkavé sloučeniny přítomné ve vstupující kalové směsi. Bioplyn z dobře pracujících anaerobních stabilizačních nádrží obsahuje 60 – 70 % CH_4 a 30 – 40 % CO_2 . Při čištění odpadních vod někdy podíl metanu dosahuje až 80 %. Složení bioplynu ovšem závisí na složení substrátu a na podmínkách procesu.

Metan, který je hlavní součástí bioplynu, je bezbarvý plyn bez zápachu se vzduchem dává zápalnou směs v rozmezí 5,3 – 15 %.

14.4. Kalová voda

Kalová voda je také produktem stabilizace. Nejčastěji se odděluje u kalů v uskladňovací nádrži. Množství kalové vody se pohybuje v průměru mezi 0,1 - 0,4 % čištěných odpadních vod, na velkých čistírnách se toto číslo pohybuje okolo 0,1 - 0,2 %. Současně však obsahuje (při anaerobní stabilizaci) 5 – 20 % dusíku z celkového zatížení aktivace. Nejrozšířenějším způsobem zpracování kalové vody je její vrácení před aktivační nádrž. Dávkování kalové vody musí být řízené.

Tabulka 5: Složení kalové vody

ukazatel	rozměr	mezofilní stabilizace	termofilní stabilizace se zahuštěním kalu
CHSK celk.	mg/l	500 – 3000	750 – 4000
CHSK rozp.	mg/l	300 – 1000	500 – 2000
celkové látky	mg/l	800 – 3000	1200 – 4000
nerozpuštěné látky	mg/l	200 – 1500	200 – 1500
amoniakální N	mg/l	450 – 700	800 – 1500
těkavé mastné kys. jako CH ₃ COOH	mg/l	50 – 500	100 – 800

Seznam obrázků:

Obr. 1: Blokové schéma technologické linky velkých a středních čistíren městských odpadních vod	5
Obr. 2: Dvoukomorový lapák písku	7
Obr. 3: Typický průběh zahušťovací křivky.....	9
Obr. 4: Schéma pravoúhlé usazovací nádrže s horizontálním průtokem	9
Obr. 5: Schéma radiální usazovací nádrže.....	10
Obr. 6: Schéma nádrže vertikálně protékané	10
Obr. 7: Růstová křivka.....	14
Obr. 8: Závislost specifické růstové rychlosti na koncentraci substrátu	16
Obr. 9: Závislost rychlosti růstu na koncentraci substrátu.....	18
Obr. 10: Technologické schéma aktivace	20
Obr. 11: Hydraulická charakteristika systému s postupným tokem.....	20
Obr. 12: Hydraulická charakteristika systému s ideálním promícháváním.....	21
Obr. 13: Postupně zatěžována aktivace	22
Obr. 14: Aktivace s regenerací vratného kalu.....	22
Obr. 15: Oběhová aktivace	23
Obr. 16: Selektorová aktivace.....	23
Obr. 17: Schéma aktivace s denitrifikací	33
Obr. 18: Schéma aktivace s denitrifikací s vnitřním cyklem	34
Obr. 19: Schéma čtyřstupňového aktivačního procesu BARDENPHO	34
Obr. 20: Schéma oběhové aktivace s kontaktní zónou	35
Obr. 21: Třístupňový aktivační systém.....	37
Obr. 22: Pětistupňový aktivační systém	38
Obr. 23: Aerobní reaktory s biomasou v suspenzi	48
Obr. 24: Schéma čistírny odpadních vod.....	51

Seznam tabulek:

Tabulka 1: Množství látek produkované jedním obyvatelem za den	3
Tabulka 2: Povolené hodnoty povrchového hydraulického zatížení V_n a skutečné doby zdržení t_s pro usazovací nádrže městských čistíren odpadních vod.....	11
Tabulka 3: Povolené hodnoty povrchového hydraulického zatížení V_n a skutečné doby zdržení t_s pro dosazovací nádrže.....	12
Tabulka 4: Rozdělení aktivace podle zatížení	26
Tabulka 5: Složení kalové vody	55

Použitá literatura — čištění odpadních vod

MALÝ, J. a MALÁ. Chemie a technologie vody. Brno: Noel 2000, 1996, ISBN 80-86020-13-4

STRNADOVÁ, N. a V. JANDA. Technologie vody I, Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. ISBN 80-7080-348-7

KYNCL, M. Technologie zpracování a využití vodárenských kalu. Ostrava VŠB_TU Ostrava, 2007, ISBN 978-2-7430-0970-0

SUEZ. Water Treatment Handbook, 7th. ed. Paris Degremont, 2007, ISBN 978-2-7430-0970-0

Chaloupka, V. a kol. Zákon o vodovodech a kanalizacích. Praha Sondy s.r.o. 2014, ISBN 978-80-86846-56-9

BINDZAR, J. a kol. Základy úpravy a čištění vod, Praha Vydavatelství VŠCHT 2009, ISBN 978-80-7080-729-3

PITTER, P. Hydrochemie. VŠCHT Praha 2015, 5.aktual. vydání, 795 str. ISBN 978-80-7080-928-0

TWORT, A.et al. Water Supply, 5 edition, London Iva Publishing 2000, ISBN O 340 72018 2

WANNER, J. Možnosti odstraňování fosforu při čištění odpadních vod. In. Konference Provoz vodovodů a kanalizací Plzeň 2019, ISBN: 978-80-907303-2-8

KOS, M., ZWETTLER, O. Solární sušení kalu – klasická technika v moderním provedení. Sovak 27, 10/2018, ISSN 1210-3039

HLAVÍNEK, P. MICÍN, J. PRAX, P. Příručka stokování a čištění, Noel 2000 s.r.o. Brno 2001. ISBN 80-86020-30

PYTL, V. a kol. Příručka provozovatele čistírny odpadních vod. Medim, spol. s.r.o. Líbeznice 2004, ISBN 80-239-252E-8

DOHANYOS, M. a kol. Anaerobní čistírenské technologie. NOEL 2000 s.r.o. Brno 1998, ISBN 80 86020-19-3

DIRECTIVE 91/271/EEC, concerning urban Waste – Water Treatment

ČESKO: Vyhláška č. 428/2001 Sb. Sondy, s.r.o. Praha 2014. ISBN 978-80-86846-56-9

HLAVÍNEK, P. NOVOTNÝ D. Intenzifikace čistíren odpadních vod, NOEL 2000 S.R.O. Brno 1996, ISBN 80-86020-01

ČESKO. Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. Praha 2015



Toto dílo podléhá licenci Creative Commons Uveďte původ-Zachovejte licenci 4.0 Mezinárodní License.



EVROPSKÁ UNIE
Evropské strukturální a investiční fondy
Operační program Výzkum, vývoj a vzdělávání

