

| | |
|-------------------|---------|
| N _{celk} | 10 – 20 |
| P _{celk} | 0,5 – 5 |

Přibližně ½ až ¾ přítomných znečišťujících látek v odpadních vodách je organického původu. Koncentrace znečišťujících látek v komunálních odpadních vodách má dlouhodobě stoupající tendenci.

Organické látky v odpadních vodách

Jedním z velmi důležitých ukazatelů kvality odpadní vody je obsah organických látek v ní. Organické látky ve vodách je možno stanovit přímými nebo nepřímými metodami. Z přímých metod lze uvést stanovení sušiny, ztráty žiháním, případně stanovení obsahu uhlíku v organických sloučeninách. Nepřímé metody spočívají ve stanovení kyslíku potřebného k jejich oxidaci. Stanovení obsahu organických látek nepřímými metodami můžeme provádět pomocí analytických metod a vyjádřit jako chemickou spotřebu kyslíku (CHSK, často označován jako COD z anglického názvu „Chemical Oxygen Demand“) nebo jako celkový organický uhlík (C_{org}, často označován také jako TOC z anglického názvu „Total Organic Carbon“). Dalším možným ukazatelem obsahu organických látek je biochemická spotřeba kyslíku (BSK, často označována jako BOD z anglického názvu „Biochemical Oxygen Demand“). C_{org} je spolu s parametry CHSK a BSK důležitým souhrnným parametrem pro vyhodnocování organické zátěže ve vodě.

Přímé metody

Sušina

Je množství látek zbylých po vysušení vzorku do konstantní hmotnosti. Diference celkové hmotnosti vzorku a jeho sušiny určuje vodný podíl, protože obsah látek (organických i minerálních) těkajících při teplotě stanovení je zpravidla zanedbatelný. Podle druhu vázané vody (volná, vázaná apod.) na pevnou fázi je třeba k uvolnění molekul vody různé energie, dané teplotou vysušení. Stanovení sušiny (veškerých látek) se provádí gravimetricky. Přesně definované množství zhomogenizovaného vzorku odpadní vody je nadávkováno do předem vysušeného a zváženého porcelánového kelímku. Následně se kelímek se vzorkem suší v sušárně při 105 °C do konstantní hmotnosti. Po ochlazení kelímku na laboratorní teplotu v exikátoru se kelímek zváží na analytických vahách a výpočtem se stanoví obsah sušiny.

$$m_{suš} = \frac{(m_2 - m_1)}{m_0} \cdot 100 [\%] \quad (12-1)$$

kde je:

m_{suš} - obsah sušiny ve vzorku[%]

m_1 - hmotnost vysušeného porcelánového kelímku [g]

m_2 - hmotnost porcelánového kelímku se vzorkem po vysušení [g]

m_0 - hmotnost analyzovaného vzorku [g]

Nerozpuštěné látky

Stanovení nerozpuštěných látek (NL) se provádí gravimetricky. Přesně definované množství zhomogenizovaného vzorku odpadní vody je filtrováno přes předem vysušený a zvážený filtr ze skleněných vláken při sníženém tlaku. Následně se filtr vysuší při 105 °C a hmotnost nerozpuštěných látek se stanoví zvážením na analytických vahách.

$$NL = \frac{(m_2 - m_1)}{V_0} [g \cdot dm^{-3}] \quad (12-2)$$

kde je:

NL - hmotnostní koncentrace nerozpuštěných látek v [g·dm⁻³]

m_1 - hmotnost vysušeného filtru [g]

m_2 - hmotnost filtru s nerozpuštěnými látkami po vysušení [g]

V_0 - objem vzorku použitý pro stanovení [dm³]

Rozpuštěné látky

Stanovení rozpuštěných látek (RL) se provádí gravimetricky. Známé množství filtrátu po stanovení nerozpuštěných látek je nadávkováno do předem vysušené a zvážené kádinky. Následně je kádinka s filtrátem sušena při 105 °C do konstantní hmotnosti. Hmotnost rozpuštěných látek se stanoví výpočtem.

$$RL = \frac{(m_2 - m_1)}{V_0} [g \cdot dm^{-3}] \quad (12-3)$$

kde:

RL - hmotnostní koncentrace rozpuštěných látek v [g·dm⁻³]

m_1 - hmotnost vysušené kádinky [g]

m_2 - hmotnost kádinky se vzorkem po vysušení [g]

V_0 - objem vzorku použitý pro stanovení [dm³]

Ztráta žiháním.

Velmi často je třeba znát nejen sušinu analyzovaného vzorku, ale i obsah organického podílu v sušině. Ztráta žíháním je množství látek v sušině, které těkají nebo se spalují obvykle při teplotě 550 °C. Minerální látky jsou do této teploty převážně rezistentní.

$$Z\check{Z} = \frac{(m_2 - m_3)}{(m_2 - m_1)} \cdot 100 [\%] \quad (12-4)$$

kde:

$Z\check{Z}$ - procentuální obsah sušiny ve vzorku [%]

m_1 - hmotnost vysušeného porcelánového kelímku [g]

m_2 - hmotnost porcelánového kelímku se vzorkem po vysušení [g]

m_3 - hmotnost porcelánového kelímku se zbytkem po žíhání [g]

Nepřímé metody

Teoretická spotřeba kyslíku

Vyjádřuje teoretickou spotřebu kyslíku (TSK) v gramech potřebnou pro úplnou oxidaci 1 molu (gramu) organických látek na konečné produkty CO_2 a H_2O . Určení teoretické spotřeby kyslíku je možno provést výpočtem pro sloučeniny o známém složení. Výpočet vychází z úplné oxidace organické sloučeniny obecného složení $\text{C}_a\text{H}_b\text{O}_c$, kde koeficienty a, b, c odpovídají počtu příslušných atomů v molekule. Oxidaci této sloučeniny o relativní molekulové hmotnosti M_r lze vyjádřit následujícím postupem.



z předchozí rovnice lze vyjádřit rovnici pro bilanci kyslíku

$$x = 2a + \frac{b}{2} - c \quad (12-6)$$

Pro oxidaci 1 molu (M_r gramů) organické látky o složení $\text{C}_a\text{H}_b\text{O}_c$ je tedy potřeba x molů atomů kyslíku ($16 \cdot x$ gramů). Teoretická spotřeba kyslíku se tedy vypočte:

$$TSK = \frac{16 \cdot x}{M_r} = \frac{(4a + b - 2c)}{M_r} \cdot 8 [g] \quad (12-7)$$

kde:

TSK - teoretická spotřeba kyslíku [$\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$]

a - počet atomů uhlíku

b- počet atomů vodíku

c - počet atomů kyslíku

Mr - relativní molekulová hmotnost látky [$\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$]

Biochemická spotřeba kyslíku

Aerobní mikroorganismy využívají organické látky přítomné ve vodách jako zdroj energie. Při rozkladu těchto látek spotřebovávají mikroorganismy kyslík rozpuštěný ve vodě. Biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5) vyjadřuje spotřebu kyslíku na biochemickou oxidaci biologicky rozložitelných látek mikroorganismy přítomnými v dané odpadní vodě a to za časovou periodu 5 dní. (U sterilních odpadních vod např. průmyslových je nutno provést zaočkování). Tento parametr je udáván v miligramech na litr odpadní vody.

Stanovení BSK_5 můžeme provádět:

- jodometrické stanovení, reakcí rozpuštěného kyslíku a síranu manganatého v alkalickém prostředí vznikne rezavě hnědá sraženina hydroxidu manganitého. Po rozpuštění v kyselině a přidavku jodidu draselného vznikne jod, který se stanoví titrací thiosíranem sodným na indikátor škrob. Kyslík se tedy stanovuje nepřímo (jako jod). Rušivý vliv dusitanů je eliminován přidavkem azidu chemicky pomocí manganatých solí kvantitativně reagujících s kyslíkem.
- respirometricky (manometricky), mikroorganismy při rozkladu organických látek ve vodě spotřebovávají rozpuštěný kyslík ve vodě. Tento kyslík je nahrazen vzdušným kyslíkem ze vzduchového prostoru v uzavřené skleněné lahvi. Oxid uhličitý, který je mikroorganismy metabolicky produkován v průběhu tohoto procesu, váže na sebe hydroxidu draselného, obsažený v těsnicím uzávěru lahve. Výsledkem je pokles tlaku v systému, který je přímo úměrný hodnotě BSK_5 a je měřen.
- kyslíkovými elektrodami, hodnota BSK_5 se určuje z difference mezi 2 měřeními rozpuštěného kyslíku pomocí kyslíkové elektrody před a po inkubační době 5 dnů.

Chemická spotřeba kyslíku

Vyjadřuje spotřebu kyslíku na oxidaci organických v prostředí oxidačních činidel. Pro stanovení CHSK odpadních vod se používá oxidace organických látek dichromanem draselným $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ v prostředí 50% kyseliny sírové H_2SO_4 po dvouhodinovém varu. Výsledná hodnota CHSK se získá následně titrací nebo fotometricky. Je nutno si uvědomit, že tímto stanovením dojde k rozkladu také látek biologicky nerozložitelných, nicméně oxidovatelných v přítomnosti oxidačních činidel. Tento parametr je udáván v miligramech na

litr odpadní vody. Poměr $BSK_5 : CHSK_{Cr}$ je jistou mírou biologické čistitelnosti a u běžných odpadních vod dosahuje hodnot 0,5–0,8.

Stanovení $CHSK_{Cr}$ můžeme provádět:

- titračně, množství spotřebovaného dichromanu pro oxidaci vzorku zjistíme titrací síranem amonno-železnatým na Ferroin jako indikátor.
- fotometricky, množství dichromanu spotřebovaného pro oxidaci vzorku se stanoví měřením absorbance vzniklého Cr^{3+} při vlnové délce $600 \text{ nm} \pm 20 \text{ nm}$.

Obsah celkového organického uhlíku

Obsah organického uhlíku (TOC) je významný ukazatel kvality vod. Jedná se o analytický skupinový ukazatel vyjadřující sumární koncentraci organických látek ve vodě. Tento parametr je udáván v miligramech uhlíku na jeden litr vody.

Metody stanovení parametru TOC jsou založeny na oxidaci organických látek na oxid uhličitý. Toho lze dosáhnout buď termickou oxidací (při teplotách $900 \text{ }^\circ\text{C}$ až $1000 \text{ }^\circ\text{C}$ za přítomnosti katalyzátoru), nebo oxidací na mokré cestě (chemickou nebo fotochemickou). Převažují analyzátory s termickou oxidací, CO_2 vzniklý při oxidaci lze stanovit různými metodami, nejčastěji analýzou v infračervené oblasti spektra.

Stanovení TOC můžeme provádět:

- vytěšňovací metoda, parametr TOC se stanoví přímo pouze jedním měřením po úplném odstranění anorganického uhlíku (TIC) ze vzorku (okyselení + vytěsnění)
- metoda diferenční, je třeba provést dvě měření, tj. stanovit celkový uhlík (TC) a celkový anorganický uhlík (TIC). Parametr TOC se poté vyhodnotí jako rozdíl mezi TC a TIC ($TOC = TC - TIC$).

Při termickém způsobu se oxidují všechny organické látky, což je jednou z výhod stanovení TOC proti stanovení CHSK. Tímto způsobem se stanoví organické látky bez ohledu na to, zda se biologicky rozkládají či nikoli. Jestliže je zapotřebí odlišit podíl biologicky rozložitelných látek stanovuje se tzv. biochemická spotřeba kyslíku (BSK).

Další sledované parametry v odpadních vodách

Obsah anorganických látek v odpadní vodě se obvykle stanoví jako obsah iontů a solí v jejím zdroji. Současné čištění odpadních vod je zaměřeno především na snížení obsahu dusíku, solí fosforu a těžkých kovů v těchto vodách.

Sloučeniny fosforu

Veškerý fosfor se ve vodách vyskytuje ve formě buď anorganických sloučenin, nebo v organických sloučeninách. Zdrojem fosforu v odpadních vodách jsou výkaly a moč. Pouze 10 - 15 % fosforu v odpadních vodách se vyskytuje ve formě vázané v organických látkách (nerozpuštěné látky), zbytek představují látky anorganické. Z anorganických sloučenin jsou nejvýznamnější orthofosforečnany a polyfosforečnany. Stanovení koncentrace fosforu ve vyčištěné odpadní vodě je důležité zejména pro posouzení podmínek eutrofizace povrchových toků. V odpadních vodách a v odtocích z čistíren odpadních vod se sleduje hmotnostní koncentrace celkového fosforu P_{celk} .

Sloučeniny dusíku

Dusík je v odpadních vodách přítomen jak ve formě organických sloučenin, tak v anorganických formách, a to amoniakové (NH_4^+ , NH_3), dusitanové (NO_2^-) a dusičnanové (NO_3^-). Amonné soli tvoří převážnou většinu anorganicky vázaného dusíku, zatímco dusík vázaný v organických sloučeninách se v amonné formě vyskytuje ze 60 %. Stanovení koncentrace fosforu ve vyčištěné odpadní vodě je důležité zejména pro posouzení podmínek eutrofizace povrchových toků. V odpadních vodách a v odtocích z čistíren odpadních vod se sleduje hmotnostní koncentrace celkového dusíku N_{celk} nebo amoniakálního dusíku NH_4^+ .

Nerozpuštěné látky

Tyto látky v odtoku z ČOV nepocházejí z čištěné odpadní vody, ale jedná se o unikající částičky biomasy. Charakter nerozpuštěných látek (NL) na přítoku do biologické čistírny odpadních vod je zcela jiný než na odtoku (unikající biomasa). Z uvedeného důvodu je postupně upouštěno od vyhodnocování účinnosti tohoto ukazatele na ČOV. Nicméně ukazatel NL je jasným indikátorem fungování dosazovací nádrže na ČOV.

Stanovení NL můžeme provádět:

- filtrací filtrem ze skleněných vláken.

pH

Pod pojmem pH rozumíme zápornou hodnotu dekadického logaritmu aktivity vodíkových iontů, vyjádřené v molech na litr. Hodnota pH významně ovlivňuje chemické a biochemické procesy ve vodách i toxický vliv látek na vodní organismy. Měření pH se provádí prakticky u všech druhů vod a má často klíčový význam pro další posuzování vlastností analyzované vody. Obvyklé hodnoty vodivosti pro městské odpadní vody se pohybují v rozsahu 5 – 8, pro průmyslové odpadní vody potom 3 – 10.

Vodivost

Je obecný ukazatel kvality vody, který je velmi jednoduše měřitelný. Vodivost můžeme považovat za sumární parametr pro koncentraci iontů v měřeném roztoku. Čím více solí, kyselin nebo také zásad měřený roztok obsahuje, tím vyšší je jeho vodivost. Velmi často může být tento parametr použit jako řídicí veličina při čištění odpadních vod.

Obvyklé hodnoty vodivosti pro městské odpadní vody se pohybují v rozsahu 1 – 10 mS/cm, pro průmyslové odpadní vody potom 1 – 100 mS/cm.

U specifických průmyslových odpadních vod jsou sledovány také další ukazatele znečištění v souladu s přílohou č. 1 oddíl B nařízení vlády 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů. Tam je možno nalézt jak limitní koncentrace sledovaných ukazatelů, tak doporučené analytické metody použitelné ke stanovení daných ukazatelů.

4.3 Způsoby čištění odpadních vod.

V současné době je znám a prakticky ověřen dostatek způsobů, kterými lze dosáhnout požadované kvality odpadních vod. Jejich výběr závisí nejen na charakteru znečištění, požadované účinnosti, ale především na ekonomických možnostech. Proto požadujeme, aby čisticí procesy byly nejen účinné, ale též investičně, provozně a energeticky nenáročné.

Při čištění odpadních vod se setkáváme s těmito jednotkovými operacemi:

a) Způsoby mechanické

- zachycování česlemi, cezení na sítích,
- sedimentace
- flotace (tlaková, elektro, biologická)
- filtrace (pískové filtry, mikrosíta).

b) Způsoby biologické

aerobní:

- aktivační proces,
- biologické kolony,
- rotační diskové reaktory,
- čištění a dočišťování v oxidačních rybnících a lagunách,

anaerobní:

- stabilizace odpadních kalů,
- čištění koncentrovaných odpadních vod.

c) Způsoby chemické a fyzikálně-chemické

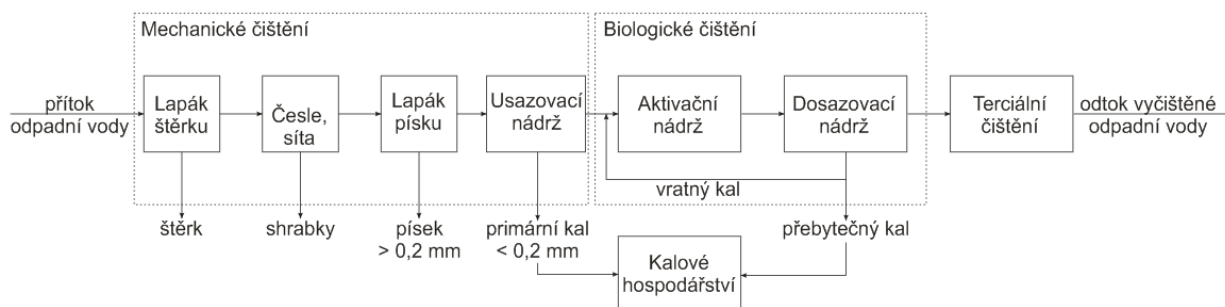
- neutralizace, chemická oxidace a redukce,
- koagulace a metody srážení,

- sorpce (aktivní uhlí),
- výměna iontů (selektivní ionexy),
- odpařování, spalování (silně koncentrované či toxické vody).

4.4 Standardní technologická linka čištění odpadních vod.

Standardní technologická linka čištění odpadních vod, jejíž blokové schéma je znázorněno na obrázku 35 se v této podobě ustálila během vývoje čištění odpadních vod od konce 19. století. Tato linka tvoří i základ čistíren průmyslových odpadních vod, pokud jsou biologicky čistitelné. Setkáváme se s ní proto často právě při čištění potravinářských odpadních vod. Linka může být podle potřeby obměňována. Například při vyšším obsahu tuků je za lapák písku zařazován lapák tuků. Obsahuje-li voda látky toxické či nerozložitelné, zařazuje se před usazovací nádrž koagulace či srážení.

Protože vyčištěná voda ze standardní technologické linky nemusí splňovat současné náročné požadavky na jakost vypouštěné odpadní vod, zařazují se do ní některé operace, souhrnně označované jako terciární čištění.



Obrázek 35: Blokové schéma standardní technologické linky čistírny městských odpadních vod

4.5 Mechanické čištění

Význam mechanického předčištění spočívá v přípravě přiváděné odpadní vody pro biologickou část ČOV, ve spojení s odlučovačem dešťových vod hovoříme někdy o ochranné části ČOV.

Po mechanickém předčištění by měla být odpadní voda zbavena mechanických částic, které nemají význam pro biologické čištění, naopak svou přítomností a svými fyzikálně-mecanickými vlastnostmi působí negativně. Tyto látky mohou způsobit poškození strojních zařízení, případně ucpávání potrubí a při sedimentaci snižování účinného objemu nádrží při biologickém čištění odpadních vod. Současně by však měl být zachován podíl biologicky

rozložitelných látek. Tento nelehký úkol je někdy, většinou u menších ČOV, řešen použitím čerpadel s řezacím ústrojím, které mechanický podíl neodstraňují, nýbrž odpadní vodu před vstupem do aktivace homogenizují. Jako výhoda tohoto postupu je uváděno odstranění problému nakládání s nečistotami odstraněnými z odpadní vody. Základní fyzikální principy využívané v jednotlivých objektech mechanického čištění jsou uvedeny v tabulce 19.

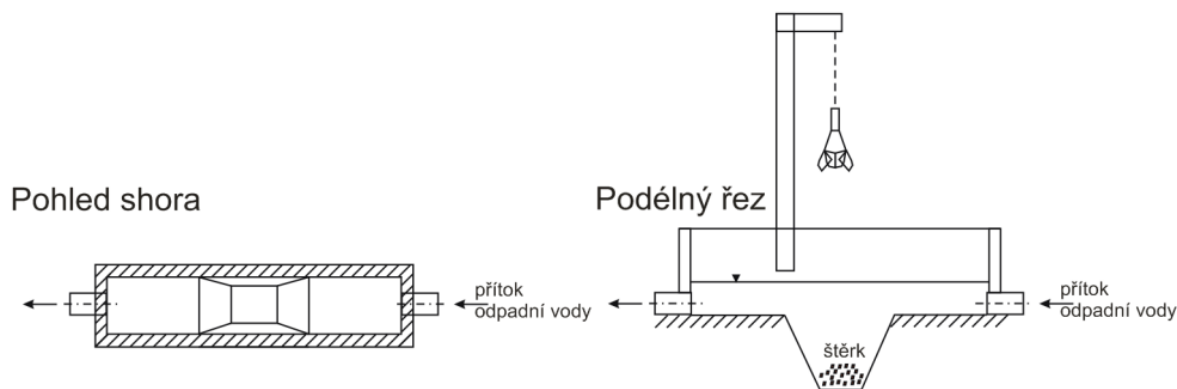
Kromě česlí patří do mechanického předčištění též zachycování sedimentů a plovoucích nečistot - v převážné většině případů je možno hovořit o lapácích šterku, používané u čistíren odpadních vod čistící odpadní vody přiváděné jednotnou kanalizační soustavou. Dále potom o lapácích písku a tuků. Tato zařízení nemusí být na ČOV použita a potom přebírá jejich funkci usazovací nádrž. Při relativně dokonalém odstranění sedimentů je naopak v některých případech možno usazovací nádrž z technologie vypustit.

Tabulka 19: Fyzikální principy uplatňované při mechanickém čištění

| Princip | Používaná zařízení |
|---|---|
| Cezení jsou zachycovány nerozpuštěné příměsi, rozměrově větší než otvory, kterými protéká cezená voda | česle síta |
| Usazování a zahušťování využívá gravitační sílu a rozdíl hustot oddělovaných složek | lapák šterku lapák písku usazovací nádrž |
| Vzplývání využívá vztlakovou sílu a rozdíl hustot oddělovaných složek | lapáky tuků odlučovač olejů a ropných látek usazovací nádrž |

Lapáky šterku

Lapák šterku je zařízení pro zachycení velkých kusových nerozpuštěných látek sunutých ve stokové síti. Princip lapáku šterku je založen na sedimentaci nerozpuštěných látek s hustotou vyšší, než je hustota vody. Konstrukčně je lapák šterku obvykle proveden jako otevřený kanál obdélníkového průřezu (obrázek 36), jehož průtočný profil je vyšší než průtočný profil stokové sítě, která do lapáku šterku přivádí odpadní vodu. Ve středu lapáku šterku je obvykle sedimentační prostor, ve kterém jsou zachytávány nerozpuštěné látky. Sediment, šterk (frakce < 5 mm), bývá ze sedimentačního prostoru těžen drapákem s výložníkem. Vytěžený šterk bývá nejčastěji ukládán do oceloplechového kontejneru a následně je odvážen k deponování na skládku ostatních odpadů, případně předán ke zpracování oprávněné osobě.



Obrázek 36: Lapák štěrku

Lapák štěrku bývá osazován obvykle na ČOV, kde je odpadní voda přiváděna jednotnou stokovou soustavou a lze předpokládat obsah větších nerozpuštěných látek v odpadní vodě. Někdy bývají na čistírnách odpadních vod osazována technologická zařízení pro separaci nebo praní štěrku, zejména z důvodu odstranění organických látek z vytěženého štěrku.

Česle

Zachycují hrubě dispergované látky unášené vodou. Dnes běžně používané česle by měly splňovat následující požadavky:

- jemnost čištění,
- samočištění a automatika provozu,
- propírání a doprava shrabků.

Optimální jemnost čištění od mechanických nečistot se obvykle pro komunální ČOV udává v rozmezí přibližně 3 - 12 mm (pro speciální ČOV může mít význam i čištění s jemností např. méně než 1 mm). Většina dnes používaných moderních technologických zařízení tomuto požadavku vyhovuje. Z pohledu velikosti zachytávaných částic můžeme česle rozdělit do následujících kategorií:

- hrubé (70-100 mm), obvykle ručně stírané,
- jemné (30-50 mm), stírané strojně,
- velmi jemné (0,2-5 mm), stírané strojně.

Samočištění a automatika provozu jsou klíčovými požadavky pro technologii mechanického čištění. Zachycování mechanických nečistot by vedlo k rychlému ucpání a nutnosti pravidelného ručního čištění. Automatika provozu spočívá v tom, že systém samočištění se uvede v činnost jen v případě nutnosti - při ohrožení ucpání česlí. Výhodou je energetická úspora a menší opotřebení česlí. Princip spočívá většinou ve sledování hladiny (vzdutí při ucpání) a spuštění samočisticího mechanismu při dosažení nastavené hodnoty.

I když většina systémů česlí je samočisticí, zbývá stále manipulace se zachycenými nečistotami, tzv. shrabky, jako jedna z nejméně příjemných oblastí činnosti na ČOV. Je třeba uvést, že s jemností čištění narůstá logicky také množství zachycených nečistot. Nejmodernější zařízení jsou dnes proto vybavena zařízením na propírání, lisování a dopravu shrabků.

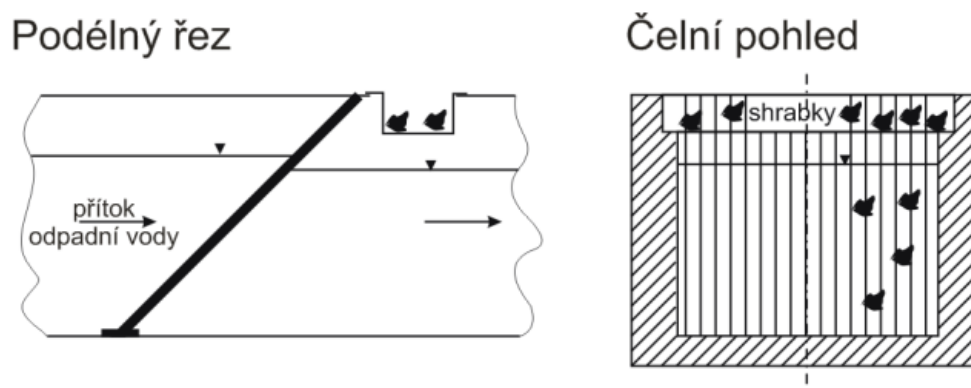
Lisováním shrabků je dosaženo jejich odvodnění, tím i zmenšení jejich objemu. Propíráním shrabků se dosahuje dalšího zmenšení jejich objemu a zlepšení hygienických vlastností, použitá voda z propírání shrabků je vracena za česle a obsahuje velké množství biologicky rozložitelných látek využitelných jako zdroj energie pro mikroorganismy v biologickém čištění.

Doplňkovými zařízeními pro manipulaci se shrabky rozumíme obvykle šnekové dopravníky. Použitím šnekových dopravníků sledujeme základní cíl, a to manipulaci se shrabky bez podílu lidské práce.

Všeobecným trendem je vyrábět česle z trvanlivých nerezavějících materiálů. Mnohdy je výhodou jejich provedení do venkovního prostředí bez nutnosti budovat provozní budovu, při zachování jejich dokonalé a bezproblémové funkce, což vede k úsporám stavebních nákladů při výstavbě nových ČOV.

Ručně stírané česle

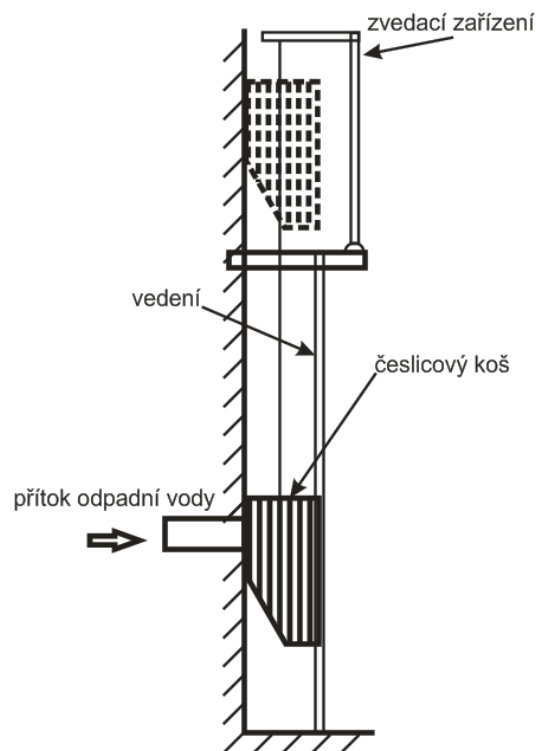
Jsou tvořeny rámy vyplněnými pruty (česlicemi), mezi kterými je různě velká mezera (průlina), ta se pohybuje v rozmezí 15-100 mm. Česle jsou instalovány do žlabů, jimiž proudí odpadní voda, s úhlem sklonu 30-60°. Shrabky jsou zachytávány na česlicích a v pravidelných intervalech ručně stírány speciálním stíracím zařízením podobným hrábím.



Obrázek 37: Česle, ručně stírané

Česlicový koš

Česlicový koš je tvořen česlicemi s průlinami o velikosti 15-100 mm. Česlice tvoří obvykle kvádr, který je umístěn v místě přítoku odpadní vody do čerpací jímky. Primární funkcí česlicového koše je ochrana kalových čerpadel v čerpací jímce před vnosem nerozpuštěných látek, který by mohly způsobit poškození čerpadel. Vytahování česlicového koše z čerpací jímky je zabezpečeno zvedacím zařízením (elektrickým kladkostrojem nebo ručně ovládaným jeřábkem). Po vytažení česlicového koše je jeho obsah vyprázdněn otevíracím dnem. Schématicky je princip funkce česlicového koše znázorněn na obrázku 38.

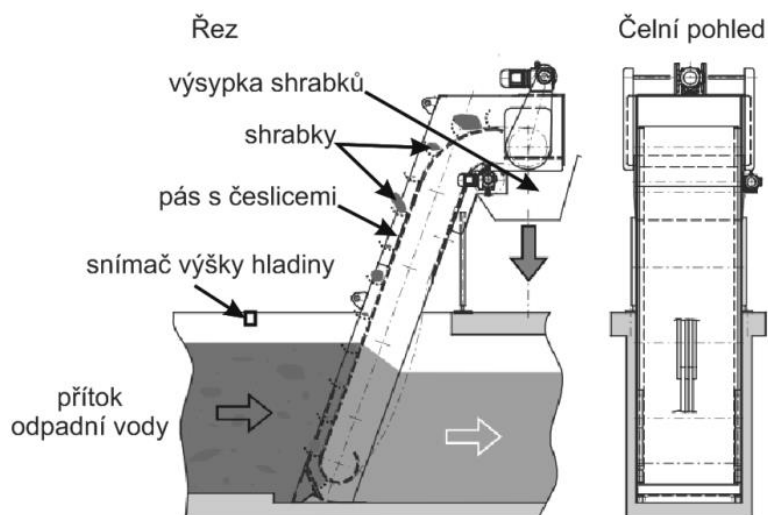


Obrázek 38: Česlicový koš

Pásové česle

Uplatnění nacházejí na čistírnách odpadních vod, v průmyslu potravinářském, chemickém, kožedělném, na úpravách vod. Česle jsou umístěny přítokového kanálu pod úhlem 60° – 90° , odkud vynášejí zachycené látky z hloubky 0,3-10 m. Při průtoku odpadní vody česlemi dochází k zachycení nerozpuštěných látek (shrabků) na česlicovém pásu, který je tvořen paralelními prvky se svislými štěrbinami. V okamžiku zvýšení hladiny před česlemi, je tato změna registrována snímačem výšky hladiny a česlicový pás je automaticky uveden do provozu. Tímto dojde k posuvu česlicového pásu a zachycené shrabky jsou vynášeny do prostoru výsypky. Voda zbavená shrabků prochází česlemi k dalšímu stupni čištění.

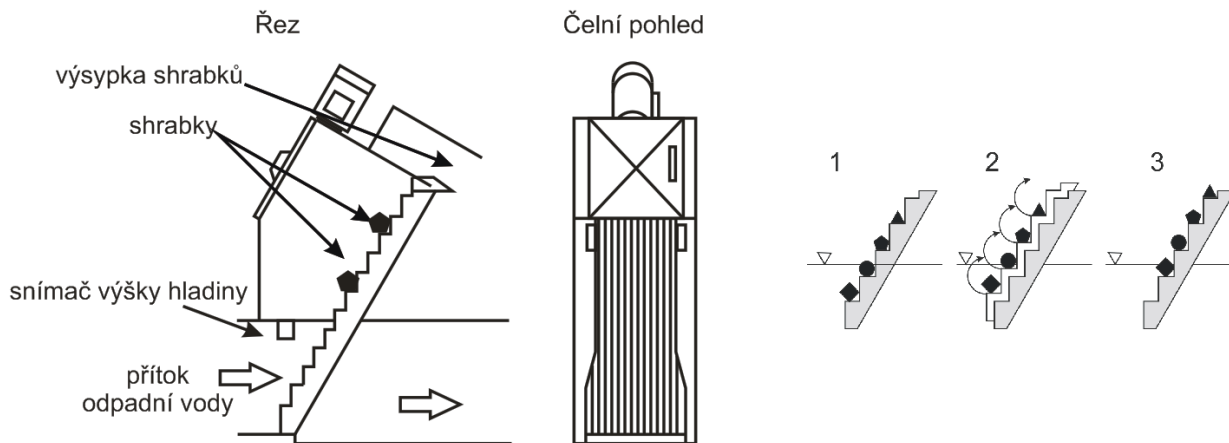
Odloučení hlavního podílu shrabků od pásu se děje samočinně vlivem vhodně tvarovaných a vedených česlic. Pohyb pásu zajišťuje elektropřevodovka přes řetězový převod a hřídel vodících kol pásu. Zachycené shrabky jsou usměrňovány výsypkou do prostoru pod česle. Jejich další doprava, event. lisování a propírání je pak záležitostí přídatných zařízení. Schéma pásových česlí je patrné z obrázku 39.



Obrázek 39: Pásová česle

Step Screen česle

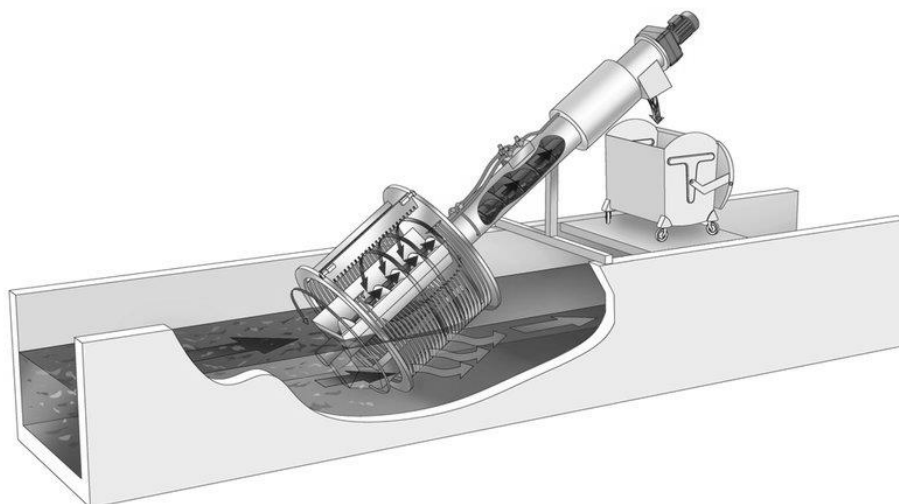
Uplatnění nacházejí zejména na větších čistírnách odpadních vod, s vyšším průtokem odpadní vody. Česle jsou umístěny do betonového žlabu pod úhlem 70° – 75° . Česle jsou tvořeny lamelovými česlicemi, střídavě jedné pevné a jedné pohyblivé, které tvoří schody, na kterých se zachycují shrabky a vytvářejí filtrační koberec, který je při vzájemném pohybu lamel postupnými kroky dopravován do bodu výpadu, průlina se pohybuje obvykle v rozmezí 3-6 mm. Schematicky jsou česle stepscreen znázorněny na obrázku 40.



Obrázek 40: Step screen česle, průběh vynášení nečistot, 1-3

Rotační česle

Rotační česle se skládají z válce, průměr do 3 000 mm, jehož plášť se skládá z česlic, mezi kterými mohou být různé vzdálenosti, tedy různá velikost průlin (6-10 mm). Válec česlí je instalován do žlabu, kterým je přiváděna odpadní voda, obvykle v úhlu 35° na směr proudění odpadní vody. Otevřeným koncem do nakloněného válce s česlicemi vtéká odpadní voda a v ní obsažené nerozpuštěné látky jsou zachycovány na vnitřním povrchu válce. Zanášení průlin s sebou přináší filtrační efekt, díky kterému mohou být zachyceny i částice menší než je velikost jeho průlin. Zanesení povrchu nerozpuštěnými látkami má za následek zvýšení hladiny odpadní vody před rotačními česlemi. Na základě informace ze snímače výšky hladiny dojde k sepnutí motoru, který otáčí čistícím mechanismem, který je tvořen otočným ramenem s výstupy, které zapadají do průlin mezi česlicemi. Otočením o 360° dojde k dokonalému pročištění celého vnitřního povrchu válce. Stírací mechanismus vyčistí z průlin zachycené nečistoty a zastaví se s nimi v poloze 12:00 hodin. Z tohoto místa shrabky spadnou do centrálně umístěného žlabu, ze kterého je šnekový dopravník tlačí vzhůru nakloněným tubusem až k výsypce pro shrabky. Při tomto pohybu jsou současně shrabky šnekovým dopravníkem lisovány, odvodňovány. Schematicky jsou rotační česle znázorněny na obrázku 41.

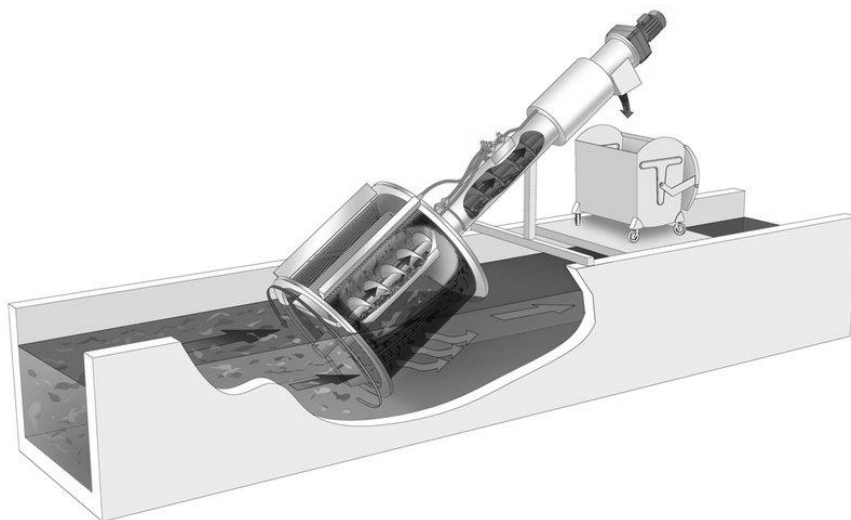


Obrázek 41: Rotační česle

Rotační síto

Rotační síto se skládá z válce, průměr do 3 000 mm, jehož plášť se skládá z česlic s velikostí průlin 0,5 – 6 mm nebo je tvořen sítím s definovanou velikostí ok, 1 – 2 mm. Válec je instalován do žlabu, kterým je přiváděna odpadní voda, obvykle v úhlu 35° na směr proudění odpadní vody. Otevřeným koncem do nakloněného válce vtéká odpadní voda, nerozpuštěné

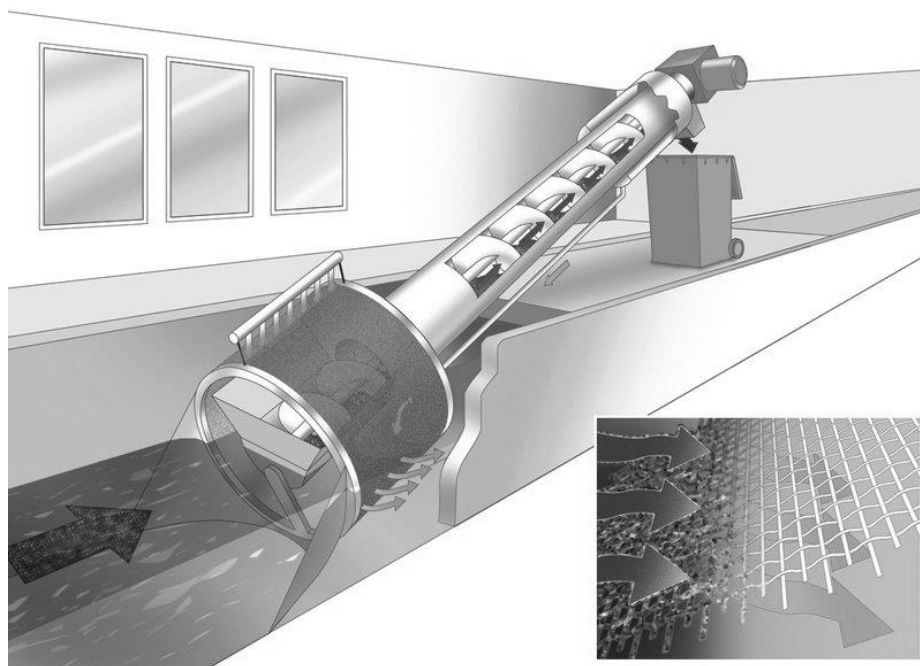
látky obsažené v odpadní vodě jsou zachycovány na vnitřním povrchu válce. Zanášení průlin mezi česlicemi nebo ok síta s sebou přináší další filtrační efekt, díky němuž mohou být zachyceny i částice menší než je velikost jeho ok, či průlin. Zanesení povrchu nerozpuštěnými látkami má za následek zvýšení hladiny odpadní vody před rotačním sítem. Na základě informace ze snímače výšky hladiny dojde k sepnutí motoru, který otáčí sítem. Síto při svém otáčení vyzvedá shrabky, které jsou čistícím lištovým kartáčem a lištou s tryskající tlakovou vodou shazovány do centrálně umístěného žlabu se šnekovým dopravníkem. Šnekový dopravník dopravuje shrabky mimo síto, při této dopravě jsou shrabky zároveň částečně odvodňovány a lisovány. Shrabky z dopravníku následně padají do přistavené sběrné nádoby nebo oceloplechového kontejneru. Schematicky jsou rotační česle znázorněny na obrázku 42.



Obrázek 42: Rotační síto

Ultrajemné česle

Tato zařízení jsou velmi často využívána pro čištění průmyslových odpadních vod, principiálně fungují jako rotační síto. Velmi jemné otvory v sítu (0,5 – 1 mm) zabraňují nerozpuštěným látkám, především vláknům, aby prošly skrz síto. Velmi často je tato technologie používána jako ochrana před vnosem nerozpuštěných látek do recipientu nebo ke snížení organického znečištění. Schematicky jsou ultrajemné česle znázorněny na obrázku 43.



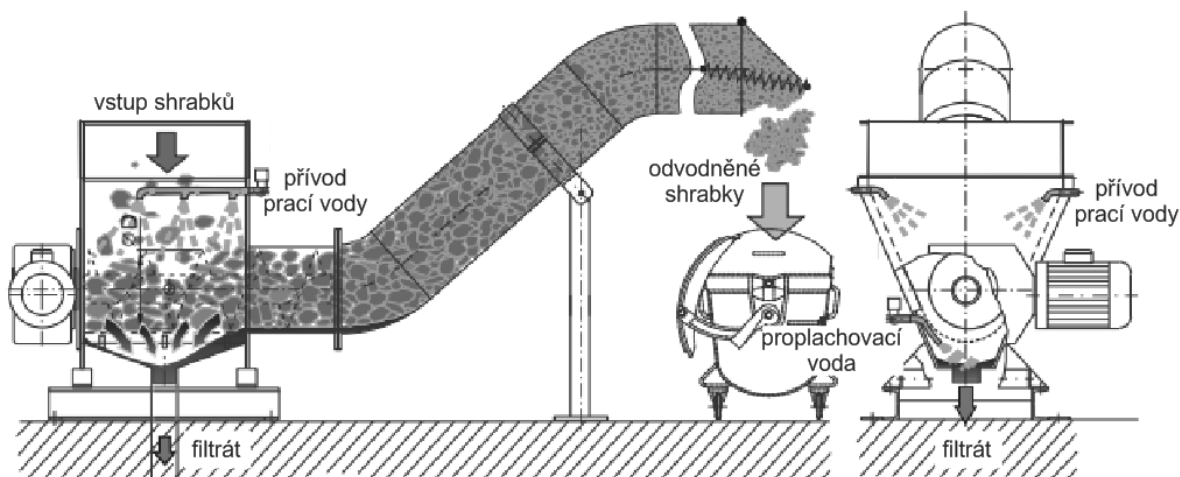
Obrázek 43: Ultrajemné česle

Shrabky

Materiál zachycený na česlích se nazývá shrabky. Množství a složení shrabků kolísá podle ročního období, druhu stokové sítě, velikosti odvodňovaného území, charakteru odpadních vod. Udávané množství shrabků se pohybuje, podle druhu použitých česlí, od 0,2-10,0 m³ na obyvatele a rok. Shrabky obsahují vysoké procento vody a organických látek. V katalogu odpadů jsou shrabky zařazeny jako ostatní odpad pod katalogovým číslem. Nakládání se shrabky je prováděno v souladu s jejich složením a platnou legislativou. V České republice jsou shrabky nejčastěji deponovány na skládky, využity na kompostárnách, případně spalovány. Při spalování je nutné shrabky nejdříve odvodnit lisováním na vlhkost 60 - 70 % hm, a poté spálit při teplotách vyšších než 1000 °C.

Pračka a lis na shrabky

Existuje celá řada zařízení pro praní a odvodňování shrabků, které jsou provedeny jako jedno zařízení, případně probíhají procesy odděleně. Podstatou této úpravy je snížení množství organických látek ve shrabkách a snížení obsahu vody ve shrabkách. Tyto úpravy mají pozitivní vliv na obsah organických látek v odpadní vodě a dále na manipulaci a následné nakládání se shrabky. Obvykle je zařízení tvořeno komorou, do které jsou přímo od česlí pomocí dopravníků dopravovány shrabky. Pracím a lisovacím elementem je hřídelová šnekovnice, jejíž chod odvozený od elektropřevodovky. Intenzita propírání je závislá na množství přiváděné vody a na práci době. Schematicky je pračka s lisem na shrabky znázorněna na obrázku 44.



Obrázek 44: Pračka a lis na shrabky

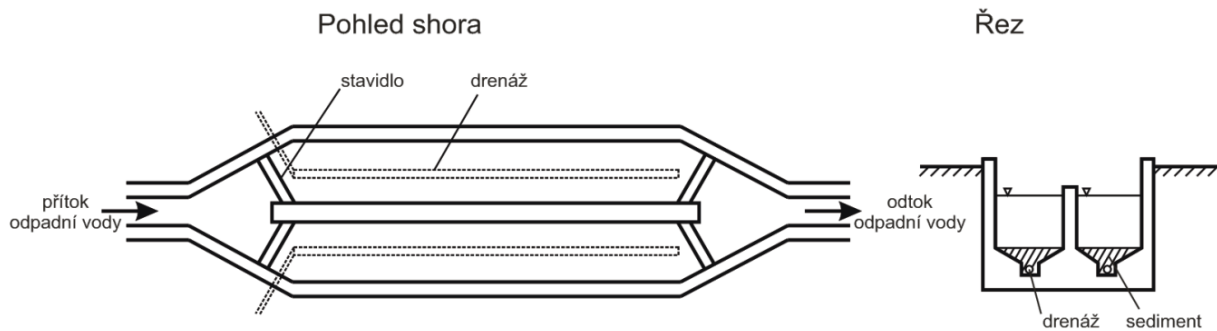
Lapáky písku.

Lápaky písku jsou zařízení, pomocí kterých jsou z proudu odpadní vody odstraňovány anorganické částice. K oddělení písku (obvykle frakce 0,063 – 5 mm) od ostatních suspendovaných částic organické povahy, které sedimentují až v následujícím stupni mechanického čištění, usazovací nádrži, je zajištění konstantní průtočné rychlosti a přítomnost částic s hustotou vyšší než je hustota vody, tedy $> 1000 \text{ kg/m}^3$. Písek odstraňujeme z proudu odpadních vod proto, aby nesedimentoval a nehromadil se v dalších technologických částech čistírny odpadních vod. Dále proto, abychom ochránili strojní zařízení před abrazivními účinky tohoto materiálu. Lapáky písku jsou konstrukčně řešeny jako horizontální nebo vertikální. Vyklizení písku z lapáků je dnes u většiny čistíren odpadních vod strojní. Podle způsobu přivádění odpadní vody rozdělujeme lapáky písku na lapáky s horizontálním a vertikálním průtokem odpadní vody.

Horizontální lapáky písku

Komorový lapák písku

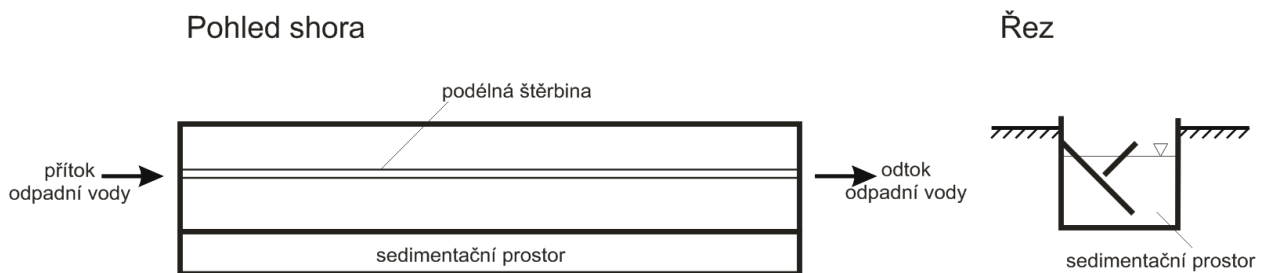
Komorový lapák písku je konstrukčně proveden jako podélná usazovací komora s akumulacním prostorem pro sedimentaci anorganických částic (písku). Vzhledem k nerovnoměrnosti přítoku odpadních vod se navrhuje několik usazovacích komor vedle sebe. Sediment je ze sedimentačního prostoru komory vyklizen ručně nebo strojově, mamutkovým čerpadlem. Při ručním vyklizení je nutno nejprve usazovací komoru uzavřít stavidly a následně odvodnit. K odvodnění je využit drenážní systém, který je umístěn na dně komory, odvedená voda je dopravena do čistícího procesu. Jakmile v komoře není odpadní voda je sediment z komory manuálně vyklizen. Stavidla jsou otevřeně a komora je opět schopna plnit funkci zachytávání sedimentu.



Obrázek 45: Komorový lapák písku

Štěrbínový lapák písku

Štěrbínový lapák písku (obr. 46) je konstrukčně proveden jako žlab obdélníkového nebo trojúhelníkového průřezu, dno má takový sklon, aby i za nejmenších průtoků neklesla rychlost pod 0,15 m/s a za největších průtoků nepřekročila hodnotu 0,4 m/s. Dno žlabu je vyřešeno příčnými nebo podélnými štěrbinami, kterými písek propadá do boční šachty, odkud se těží ručně nebo čerpadlem.



Obrázek 46: Štěrbínový lapák písku

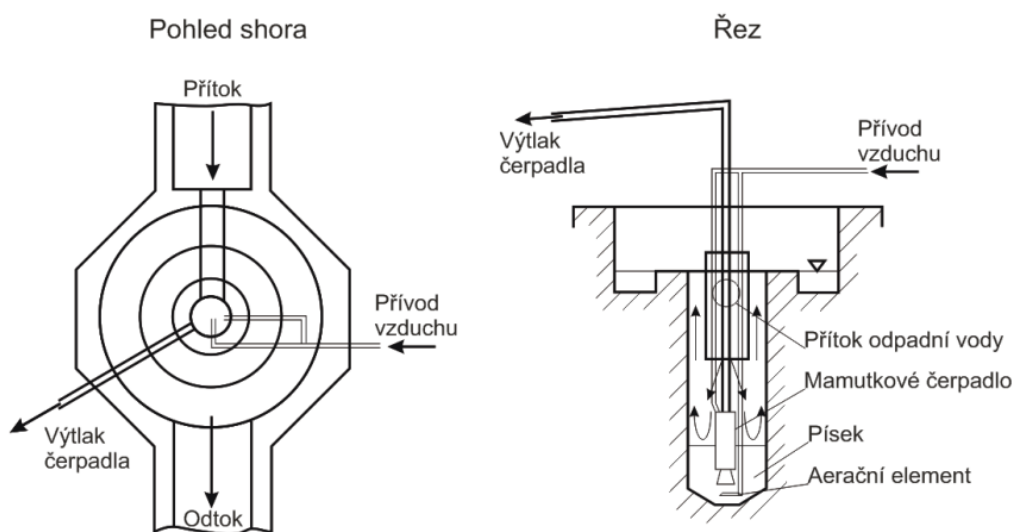
Horizontální lapáky písku jsou dnes budovány zcela ojediněle zejména díky obtížné automatizace vyklízení písku z lapáku písku nejsou na nových čistírnách odpadních vod budovány.

Vertikální lapáky písku

Vertikální lapák písku

Vertikální lapák písku (obr. 47) je určen k zachytávání písku a hrubých nečistot. Voda natéká do lapáku přívodním potrubím, které je zaústěno do středového uklidňovacího válce, ve kterém dochází ke zpomalování proudění a nasměrování toku proti dnu lapáku. Částice písku sedimentují na dno lapáku do jeho kuželové části. Odpadní voda stoupá vzhůru průřezem lapáku a dochází ke gravitačnímu odlučování jemnějších podílů písku, přičemž musí být splněna podmínka, že vzestupná rychlost vody musí být nižší než sedimentační rychlost písku. Vzestupná rychlost ve vertikálním lapáku písku má být v rozsahu 0,017 - 0,03 m/s a

nemá být větší než 0,05 m/s při maximálním průtoku. Doba zdržení vody v účinném prostoru má být při maximálním průtoku asi 2 minuty a střední doba zdržení nemá být kratší než 30 s. Voda zbavená anorganických příměsí odtéká přes přelivnou hranu do odtokového prstence, ze kterého vede odtokové potrubí. Zachycený písek se z lapáku písku odčerpává mamutkovým čerpadlem, nebo hydrodynamickým čerpadlem do nádoby na písek, kde se odděluje voda od písku a samotná voda odtéká zpět do lapáku písku. U dna lapáku písku je umístěn aerační element, aby se zabránilo usazování písku a ucpání mamutkového čerpadla, nebo hydrodynamického čerpadla. Aerace probíhá cyklicky 10-15 minut za hodinu, nebo při odčerpávání zachycených písků. Tento lapák písku se běžně používá na malých ČOV.

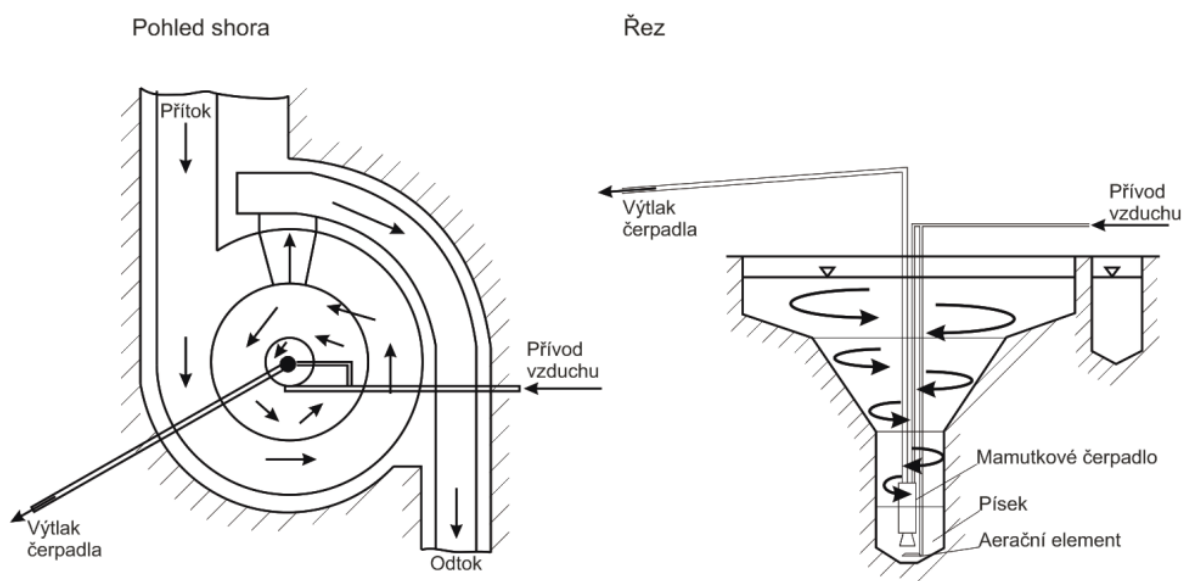


Obrázek 47: Vertikální lapák písku

Vírový lapák písku

Vírový lapák písku (obr. 48) je betonová nádrž, která má v první třetina kónický tvar a zbylé dvě třetiny mají válcový tvar. Přiváděná odpadní voda vtéká do lapáku písku tangenciálně, což způsobí rotaci odpadní vody. Vlivem odstředivých sil jsou částice s vyšší hustotou než má odpadní voda unášeny ke stěně lapáku písku, po které následně klesají ke dnu lapáku. Písek je ze dna těžen čerpadlem. V závislosti na dodavateli mohou být vírové lapáky písku dodávány pro minimální průtok 10 - 80 l/s a maximální průtok 80 - 650 l/s. Vírový lapák písku se navrhuje na dobu zdržení odpadní vody 25 - 40 s pro maximální bezdeštný průtok. Optimální rychlosti by měly být na přítoku 0,5 - 0,6 m/s a na odtoku 0,4 až 0,6 m/s. U dna lapáku písku je umístěn aerační element, aby se zabránilo usazování písku a ucpání mamutkového čerpadla, nebo hydrodynamického čerpadla. Aerace probíhá cyklicky 10-15 minut za hodinu,

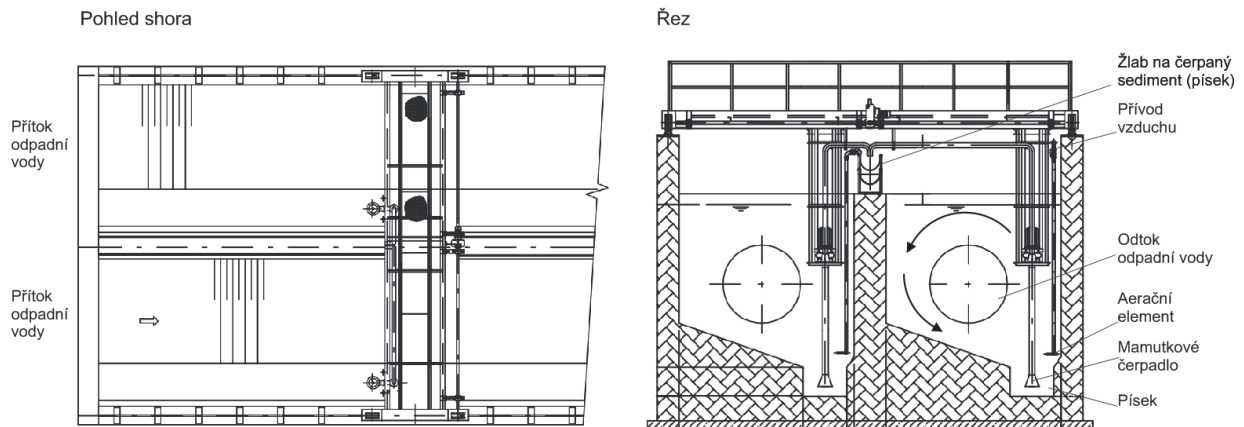
nebo při odčerpávání zachycených písků. Tento lapák písku se běžně používá na středních ČOV.



Obrázek 48: Vírový lapák písku

Provzdušňovaný lapák písku

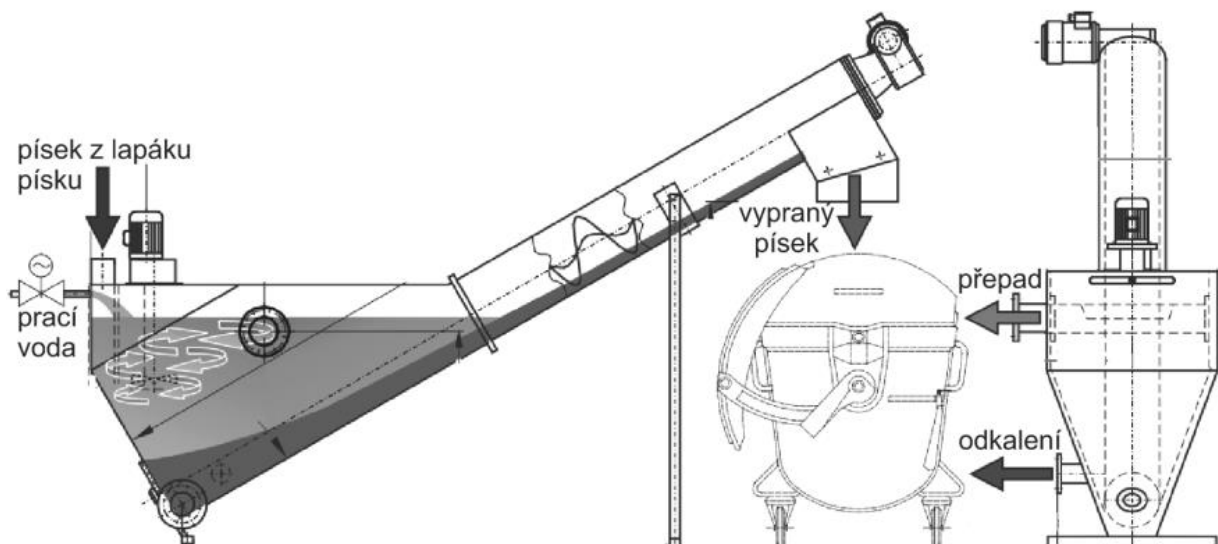
Konstrukčně je provzdušňovaný lapák písku (obr. 49) proveden jako horizontální žlab, v němž je příčné cirkulace odpadní vody dosaženo provzdušněním podél jedné strany žlabu. Rychlost příčné cirkulace ve vzdálenosti 5 - 10 cm nade dnem by se měla pohybovat v rozpětí 0,20 - 0,35 m/s. Provzdušněním se v lapáku písku vytváří v příčném profilu rotace kapaliny, což přispívá k lepšímu oddělení částic organického původu. Proto je kvalita písku z těchto lapáků písku dobrá, s nízkým obsahem organických látek. Obvykle je na čistírnách odpadních vod řazeno více žlabů vedle sebe. Délky žlabů mohou být různé, čímž se lapák písku může přizpůsobit různému hydraulickému zatížení. Podle okamžitého průtoku čistírnou může být v provozu jeden nebo oba žlaby lapáku písku. Typové šířky jednotlivých žlabů mohou být 2,4 m, 3 m a 3,6 m. Délky žlabů mohou být libovolné, obvykle se pohybují od 12 m u menších šířek až po 48 m u nejširších lapáků. Doba zdržení vody by měla být 5-6 minut a podélná rychlost proudění 0,1-0,2 m/s. K těžení písku jsou využívána čerpadla, mamutková nebo hydrodynamická, které jsou umístěny na pojízdných plošinách, pohybujících se podélně po lapáku písku. Tento lapák písku se běžně používá na středních a velkých ČOV. Je vysoce účinný a zároveň umožňuje flotaci plovoucích látek, především tuků na hladinu odkud mohou být odstraněny.



Obrázek 49: Provozdušňovaný lapák písku

Pračky písku

Pračka písku (obr. 50) je zařízení sloužící k oddělení organických částí, které mohou být obsaženy v písku, který je vytěžen z lapáku písku. Pračka písku je obvykle provedena jako ocelová nádoba různého tvaru s vnitřní vestavbou, míchacím a vyhrnovacím mechanismem, přívodem a odvodem prací vody. Znečištěný písek je mícháním udržován ve vířivé vrstvě, kde dochází k oddělování částic písku od organických podílů. Při tomto procesu je využíváno gravitačních a vířivých sil, přičemž se hmotnostně rozdílné částice odlučují a soustřeďují do vzájemně opačně umístěných prostorů. Organické podíly s prací vodou jsou odváděny dále do čistícího procesu, částice propraného písku jsou po usazení vynášeny vyhrnovacím šnekem k výstupnímu otvoru.



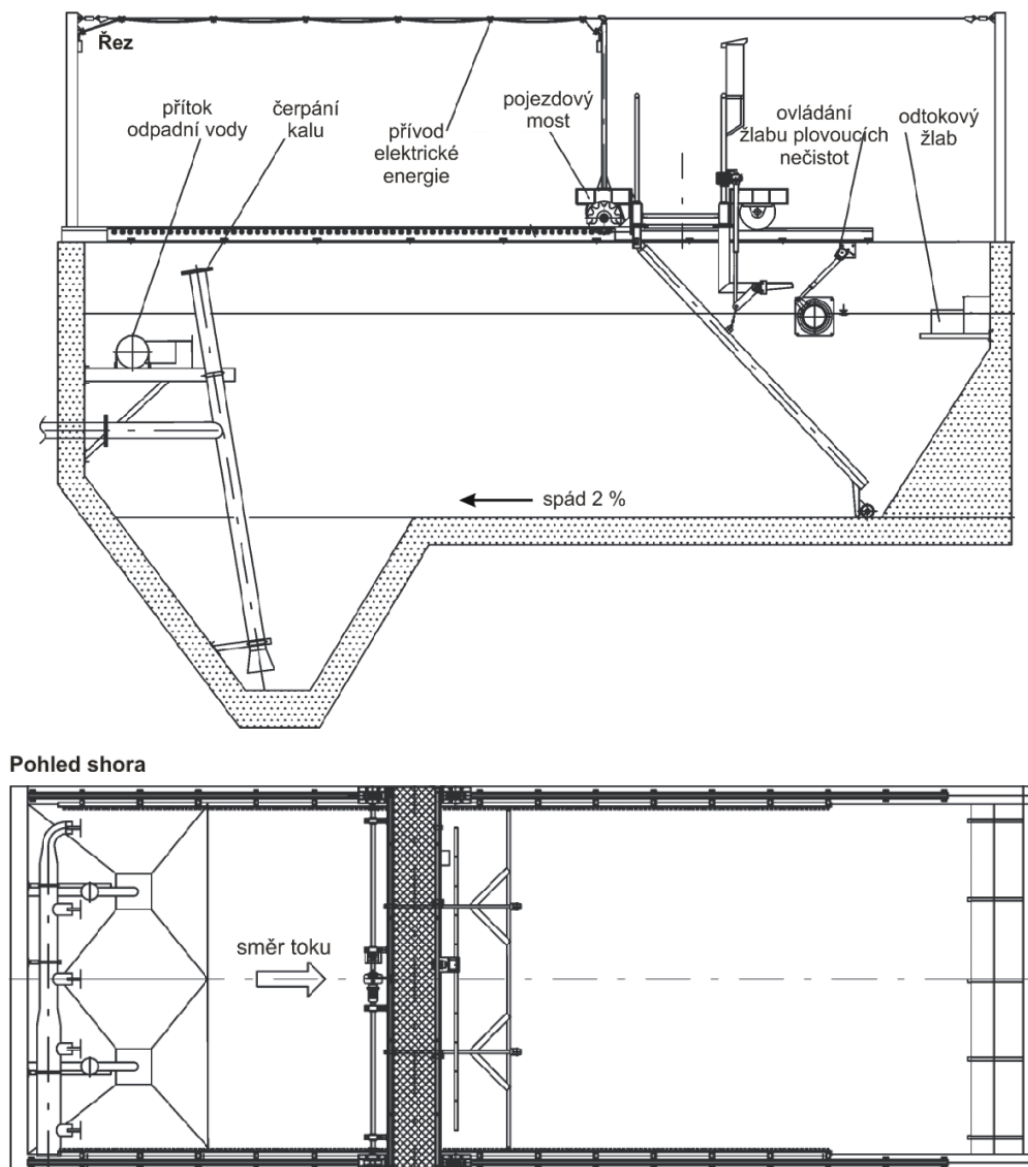
Obrázek 50: Pračka písku

Usazovací nádrže.

Usazovací nádrže slouží k odstraňování suspendovaných částic menších než 0,2 mm prostou sedimentací, sediment nazýváme primární kal. Jelikož suspendované látky v městských odpadních vodách podléhají koagulaci, navrhují se usazovací nádrže nejen podle povrchového hydraulického zatížení, ale i podle doby zdržení odpadní vody v usazovací nádrži. Protože při uklidnění proudu vody v nádrži dochází i k oddělení plovoucích nečistot, což jsou nejčastěji tuky a oleje, jsou usazovací nádrže vybaveny i zařízením pro stírání hladiny. Podle průtoku odpadní vody dělíme usazovací nádrže na nádrže s horizontálním a vertikálním průtokem. Podle tvaru potom na čtvercové, obdélníkové a kruhové, dále se budeme zabývat dnes nejčastěji používanými druhy usazovacích nádrží.

Podélná usazovací nádrž

Podélné usazovací nádrže s horizontálním průtokem (obr. 51) jsou obvykle betonové nádrže obdélníkového tvaru. Dno nádrže může být vodorovné nebo vyspádované směrem k sedimentačnímu prostoru u jednoho okraje nádrže, obvykle na přítoku odpadní vody. Odpadní voda protéká usazovacím prostorem po délce nádrže směrem k odtokovému žlabu. Na dně nádrže, obvykle v místě přítoku odpadních vod je umístěn sedimentační prostor. V sedimentačním prostoru jsou akumulovány suspendované látky, které jsou do tohoto prostoru přiváděny stíracím zařízením dna. V sedimentačním prostoru může docházet vlivem hydrostatického tlaku k zahušťování sedimentu (primárního kalu), zároveň je z tohoto prostoru kal odčerpáván kalovými hydrodynamickými čerpadly. Usazovací nádrž bývá vybavena pojízdným mostem, který pojíždí nad usazovací nádrží. Kola mostu pojíždí po kolejnicích na okraji nádrže. Vlastní pohon může být přímo jedním pojezdovým kolem na každé straně mostu nebo nepřímo pastorkem a ozubenými hřebeny umístěnými vedle kolejnic podél nádrže. Na mostu je umístěno zařízení pro stírání hladiny, prostřednictvím kterého jsou z hladiny odstraňovány látky plovoucí na hladině k dalšímu zpracování. Na stírání hladiny navazuje zařízení pro odběr plovoucích nečistot, které může být řešeno jako naklápěcí válec nebo jako řetězový shrabovák, který shrabuje nečistoty z hladiny do pevného žlabu šířky do 1 m. Odtokové žlaby mohou být umístěny na konci nádrže nebo protaženy podél boční stěny nádrže, a to s ohledem na hydraulické zatížení nádrže. Obvyklé parametry těchto nádrží mohou být následující, šířka 4-12 m délka 12-60 m, volbě rozměrů nádrže musí předcházet technologický výpočet.

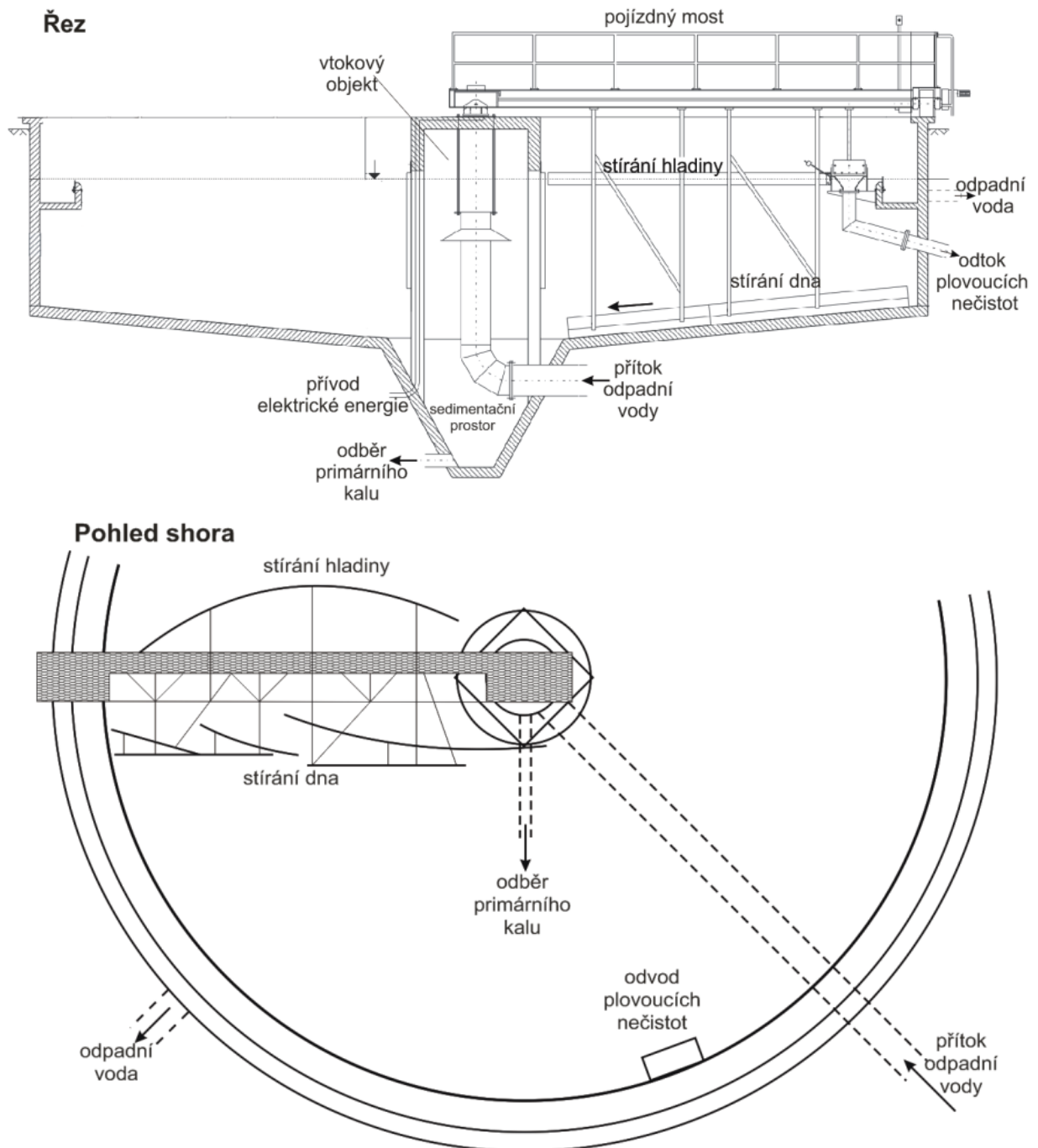


Obrázek 51: Podélná usazovací nádrž

Kruhová usazovací nádrž

Kruhové usazovací nádrže s horizontálním průtokem (obr. 52) jsou betonové nádrže kruhového tvaru. Dno nádrže je vyspádováno směrem ke středu nádrže. Odpadní voda je do nádrže přiváděna potrubím do vtokového objektu, který je umístěn ve středu nádrže. Vtokový objekt je osazen česlicemi, které zabraňují narušení sedimentace, která probíhá v sedimentačním prostoru nádrže. Odpadní voda protéká nádrží směrem od středu k obvodu, kde přepadá přes pilový přepad do kruhového sběrného žlabu. K zabezpečení stírání dna i hladiny jsou kruhové usazovací nádrže osazeny pojízdným mostem s pohonem ve střední části pevného mostu, s pohonem pojezdovými koly nebo nepřímo pastorkem a ozubenými hřebeny umístěnými vedle kolejnic na obvodu nádrže. Plovoucí látky jsou během otáčení

stíracího zařízení postupně dopravovány k obvodu stíracího ramena, které končí kyvným plechem opatřeným gumovým stěračem. Při přechodu přes jímku jsou nečistoty shrnuty do šachty pro plovoucí nečistoty. Sediment, primární kal, je dopravován od obvodu nádrže k jejímu středu, odkud je gravitačně nebo čerpadly dopravován k dalšímu zpracování. Obvyklé parametry těchto nádrží mohou být následující, hloubka 2-3 m průměr 10-60 m i více, volbě rozměrů nádrže musí předcházet technologický výpočet.

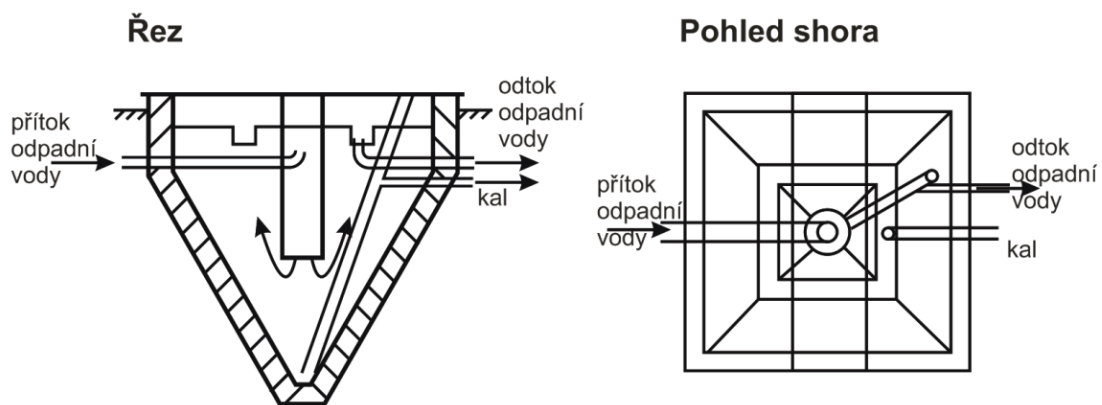


Obrázek 52: Kruhová usazovací nádrž

Vertikální usazovací nádrž

Vertikální usazovací nádrže mohou mít kruhový nebo obdélníkový půdorys. Odpadní voda natéká do středového válce a protéká jím směrem ke dnu. Nad dnem dojde ke změně směru proudění odpadní vody o 180°. odpadní voda protéká usazovacím prostorem směrem vzhůru ke sběrným žlabům s pilovým přepadem. Sediment (primární kal) je shromažďován v kalovém prostoru, odkud je odváděn gravitačně nebo čerpadlem.

Obvyklé parametry těchto nádrží mohou být následující, hloubka 4-6 m a čtvercový půdorys o straně 3-6 m, volbě rozměrů nádrže musí předcházet technologický výpočet. S výhodou se používaly na malých čistírnách odpadních vod pro jednoduchou údržbu a malou zastavěnou plochu.



Obrázek 53: Vertikální usazovací nádrž

Technologické parametry usazovacích nádrží

Povrchové hydraulické zatížení nádrže, (v)

$$v = \frac{Q}{A_u} \left[\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \right] \quad (12-8)$$

kde:

Q - průtok odpadní vody usazovací nádrží, [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]

A_u - plocha usazovací nádrže (plocha hladiny), [m^2]

V nádrži se pak zachytí ty částice, pro jejichž usazovací rychlost v [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$] platí:

$$v = v \quad (12-9)$$

Doba zdržení v usazovací nádrži, (Θ)

$$\Theta = \frac{V}{Q} \cdot \eta \text{ [s]} \quad (12-10)$$

kde:

V - je objem nádrže, [m³]

Q - je průtok odpadní vody usazovací nádrží, [m³·s⁻¹]

η - hydraulická účinnost [-], 0,4-0,5 pro kruhové nádrže, 0,4-0,6 pro podélné nádrže, 0,7-0,8 pro čtvercové vertikální nádrže

Tabulka 20: Technologické parametry usazovacích nádrží

| Úmístění usazovacích nádrží | Střední doba zdržení v hodinách při průtoku | | Hydraulické zatížení plochy (v) v [m ³ ·m ⁻² ·h ⁻¹] při průtoku | |
|-----------------------------|---|------------------|---|------------------|
| | Q _d | Q _{max} | Q _d | Q _{max} |
| Před biofiltry | 2,0-4,0 | 1,0 | 0,7-1,4 | 2,5 |
| Před aktivací | 1,0-3,0 | 0,5 | 1,0-2,8 | 5,0 |

Lapáky tuků a olejů.

Pokud je koncentrace tuků a olejů v odpadní vodě taková, že k jejich zachycení nepostačuje usazovací nádrž, nebo tam, kde není usazovací nádrž instalována je nutno zařadit lapáky tuků a olejů. Tyto látky snižují účinnost biologického čištění i dočištění v tocích, zejména zhoršením přestupu kyslíku do vody a do funkční směsné kultury. Princip odlučovačů tuků a olejů je opačný k sedimentačním nádržím. Odpadní voda se přivádí ke dnu separační nádrže, po zmenšení průtočné rychlosti dojde k oddělení tuků a olejů z vody. Hromadí se u hladiny, kde jsou stírány. Proces lze urychlit zavedením tlakového vzduchu. Tukové částice se nabalují na vzduchové bubliny a jsou vynášeny na povrch v podobě pěny. Pokud jsou tuky a oleje v emulgované formě, je nutno nejprve emulze chemicky deemulgovat. Poté je vhodnou separační operací tlaková flotace.

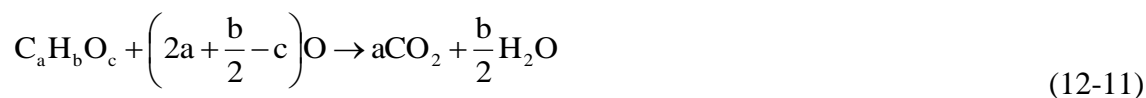
4.6 Biologické čištění.

Při biologickém čištění je užívána činnost tzv. funkční polykultury, která je tvořena směsí heterotrofních aerobních i fakultativně anaerobních bakterií, autotrofních bakterií, přítomny jsou i plísňe, houby kvasinky, prvoci, vířníci a červi. Kvalitativní i kvantitativní složení polykultury je dáno složením odpadní vody i parametry procesu (doba zdržení a zatížení biomasy).

Znečišťující látky v odpadní vodě jsou mikroorganismy využívané jako substrát, který je z části oxidován na jednoduché sloučeniny CO_2 a H_2O a částečně využit pro tvorbu nové biomasy, tuto rovnici můžeme zapsat následovně, organické sloučeniny + O_2 + nutriety \rightarrow CO_2 + H_2O + biomasa. Produkce nové biomasy se běžně pohybuje v rozmezí 0,3-0,8 $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (sušina biomasy na odstraněnou BSK_5). Na syntézu biomasy je též spotřebován dusík a fosfor obvykle v poměru $\text{BSK}_5 : \text{N} : \text{P} = 100 : 5 : 1$.

4.7 Procesy probíhající při biologickém čištění odpadních vod

Oxidace organických látek



Nitrifikace

Nitrifikace probíhá ve dvou stupních. V prvním stupni je amoniakální dusík oxidován činností mikroorganismů na dusitany. Ve druhém stupni jsou vzniklé dusitany oxidovány mikroorganismy na dusičnany. Obě skupiny mikroorganismů jsou litotrofní a jako zdroj uhlíku potřebují oxid uhličitý. Nitrifikace probíhá podle následujících rovnic.



sumárně



Podle rovnice 12-11 se na oxidaci $\text{NH}_4^+\text{-N}$ spotřebuje 3,45 g kyslíku, podle rovnice 12-12 1,14 g kyslíku.

Denitrifikace

Jedná se o odbourání organické hmoty za současné redukce dusičnanů a dusitanů na oxid dusný nebo plynný dusík. Oxidované formy dusíku jsou organotrofními mikroorganismy využívány asimilačně i disimilačně. Proces nitrátové asimilace je redukce na amoniak za účelem syntézy hmoty. Podstatou procesu nitrátové disimilace (respirace) je využití dusičnanového dusíku jako konečného akceptoru elektronů místo kyslíku.

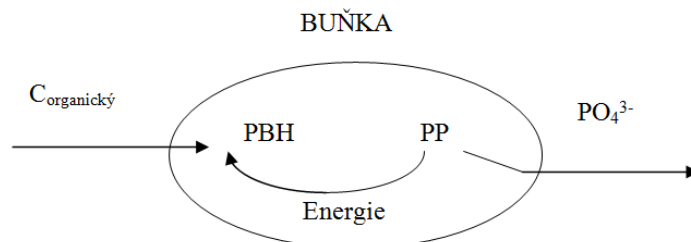


Dusičnanový nebo dusitanový dusík je akceptorem elektronů při anoxické respiraci, má tedy stejnou úlohu jako molekulární kyslík při omické respiraci. U dusičnanů ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) přijímá

dusík pět elektronů, u dusitanů (NO_2^- -N) tři elektrony při redukci na plynný dusík. Dusičnanový dusík je tedy ekvivalentní 2,5 atomům kyslíku a dusitanový dusík 1,5 atomu kyslíku.

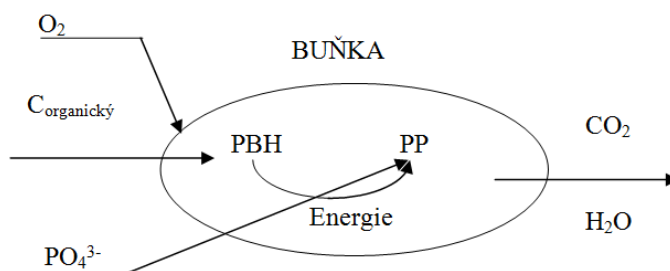
Odstraňování fosforu

Biologické odstraňování fosforu je založeno na schopnosti některých mikroorganismů aktivovaného kalu akumulovat fosfor ve formě polyfosfátů. Obecně se tento typ bakterií označuje jako PP bakterie. Pro tento pochod je nutno, aby buňky mikroorganismů měly k dispozici specifické uhlíkaté sloučeniny, hlavně kyselinu octovou (AA), případně jako rezervní látku kyselinu poly-beta-hydroxymáseľnou (PBH). Princip spočívá v tom, že aktivovaný kal je smíchán s odpadní vodou v anaerobním reaktoru. V anaerobních podmínkách vznikají činností fermentativních bakterií z organických látek mastné kyseliny, hlavně pak kyselina octová. Vzniklé nižší mastné kyseliny jsou pak využívány PP bakteriemi, přitom potřebná energie pro transport do buněk se získává hydrolýzou akumulovaných polyfosfátů. Uvnitř buněk je z nižších mastných kyselin syntetizována PHB, která je pak využívána jako endogenní substrát. Tento proces může při vysokých koncentracích AA probíhat i v anoxických případně oxických podmínkách.



Obrázek 54: Základní pochody v anaerobním prostředí

Po anaerobní fázi musí být aktivovaný kal v oxických nebo anoxických podmínkách. V těchto podmínkách slouží akumulovaná PBH jako zdroj organického uhlíku pro syntézu buněčné hmoty PP bakterií a současně jako zdroj energie pro syntézu polyfosfátů.



Obrázek 55: Základní pochody v oxickém prostředí

Díky velmi složitým požadavkům mikroorganismů na prostředí bývá fosfor velmi často odbouráván fyzikálně-chemickými metodami. Tyto metody jsou založeny na srážení fosforu v odpadní vodě sloučeninami kovů, jako jsou vápník, hliník a železo při vzniku nerozpustných fosforečnanů kovů, které jsou potom součástí přebytečného kalu. Srážení lze popsat obecnými rovnicemi.



Současně s touto reakcí probíhá tvorba hydroxidů.



kde:

Me - je obecný kov

4.8 Způsoby aerace aktivačních nádrží

Aby aerobní biologické procesy mohly probíhat, je nutné zajistit přísun kyslíku do aktivační směsi. Pro optimální poměry je nutno zajistit aby rychlost přísunu kyslíku byla větší nebo rovna rychlosti jeho spotřeby.

a) pneumatická aerace (stlačeným vzduchem)

Vzduch je vháněn kompresorem ke dnu nádrže, kde je distribuován do vody děrovanými trubkami, rošty, nebo různě tvarovanými porézními elementy z keramiky či plastů. Tyto aerátory se dělí na hrubo, středně a jemnobublinné. Velikost bublin se pohybuje od 2 do 10 mm. Většina čistíren dnes procuje s jemnobublinnými aeračními elementy a to zejména z důvodu lepšího využití kyslíku mikroorganismy.

b) mechanická aerace

Voda je sycena prostupem kyslíku hladinou, která je mechanicky čeřena. Aerátory jsou buď s osou vertikální (aerační turbíny) nebo s osou horizontální (aerační válce, kartáče). Tyto systémy jsou dnes na ústupu, zejména díky rozmachu jemnobublinné aerace, které nemohou mechanické aerátory svými provozními parametry konkurovat.

c) kombinovaná aerace

Pro tuto aeraci jsou využívána zařízení pracující na principu ejektoru, či kombinace tlakového vzduchu vháněného pod turbínu. Tyto systémy nejsou v České republice významně zastoupeny.

d) použití čistého kyslíku

Je určeno především pro čištění některých průmyslových odpadních vod (celulóžky apod.).

Okysličovací schopnost daného aeračního zařízení lze kvantitativně vyjádřit oxygenační kapacitou, která se stanovuje experimentálně. Oxygenační kapacita je definována jako množství kyslíku, které zařízení dodá do jednotkového objemu nádrže za jednotku času při počáteční nulové koncentraci rozpuštěného kyslíku, je udávána v $\text{kg} \cdot \text{m}^3$ za den.

Tabulka 21: Oxygenační kapacita při různých způsobech aerace

| Způsob aerace | Oxygenační kapacita |
|-----------------------------|---------------------|
| pneumatická hrubobublinná | 1,2-2,4 |
| pneumatická středněbublinná | 0,2-3,0 |
| pneumatická jemněbublinná | 2,6-6,9 |
| mechanická | 2,0-7,0 |
| Kombinovaná | 1,0-2,5 |

Míchání aktivačních nádrží

Míchání v procesu aktivovaného kalu je jeden z nejdůležitějších faktorů při návrhu a jeho význam je často podceňován. Pro dobrou funkci anoxických a anaerobních nádrží je základní podmínkou. Míchání je nutno považovat za jeden z návrhových parametrů procesu v aktivačních čistírnách odpadních vod. Příčinou problémů s nedokonalým mícháním může být celá řada. Nejčastějším důvodem je podcenění potřebné rychlosti pro udržení kalu ve vznosu, nebo podcenění ztráty rychlosti v systému. Jakákoli překážka v aktivační nádrži působí nepříznivě na proces míchání.

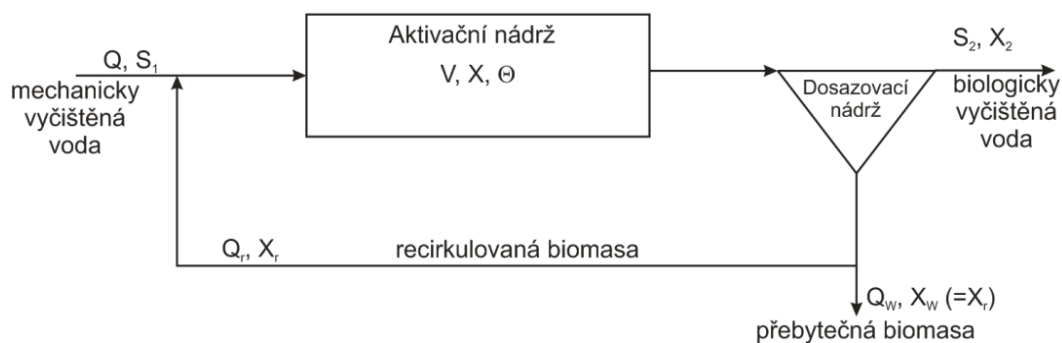
Návrh aktivační nádrže ovlivňuje požadované rychlosti vlivem tvaru a distribucí v objemu nádrže a povolené množství kalu k usazení. Všechny nádrže mají slabá místa, kde jsou rychlosti a turbulence pod hranicí podmínek pro udržení ve vznosu (ohyby, rohy, za rozdělovacími zdmi). Důležitým faktorem je umístění odtoku. Odtok u hladiny způsobí, že těžké částice, které se jen stěží udržují ve vznosu, se budou akumulovat v systému. Koncentrace těchto částic bude vzrůstat a tím bude vzrůstat množství neaktivního kalu v systému a sedimenty na dně nádrže.

Míchání je navrhováno za účelem maximalizace aktivního objemu, aktivního kontaktu a aktivního času zdržení. U zabezpečení aktivního objemu je minimální požadavek, že se kal nebude usazovat. Míchací systém však musí být navržen pro uvedení kalu do vznosu po případném výpadku míchání. Jako návrhový parametr je užívána minimální rychlost. Obvyklá hodnota je $0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Je nutno také uvažovat z konfigurací, která ovlivňuje turbulenci. Turbulence, která je vytvářena míchadly, ohyby a dalšími překážkami, způsobuje udržení kalu ve vznosu i za menších rychlostí. Míchací systém je praktické navrhovat na průměrnou

rychlost. Distribuce rychlostí je řízena geometrií nádrže a míchadla mohou být charakterizována jako bodové zdroje. To znamená, že vždy budou v nádrži oblasti, kde rychlost bude nižší nebo dokonce záporná. Volba návrhových kritérií míchacího systému je velmi komplikovaná. Zejména efekt aerátorů, míchadel, jejich umístění vzhledem k překážkám a ohybům může způsobit neočekávané ztráty v systému. Při stanovení minimální rychlosti je nutno vzít v úvahu charakteristiky odpadní vody a aktivovaného kalu. Přesný návrh může ušetřit až 50 % investičních a provozních nákladů nebo na druhé straně investice nutné pro napravení špatné funkce ČOV.

4.9 Aktivační proces

V aktivačním procesu jsou nutriety (C,N,P) biologickými procesy transformovány funkční polykulturou, která je kultivována v suspenzi a nazývá se aktivovaný kal, na konečné produkty čištění. V principu je to kontinuální kultivace s recyklem, která je schematicky znázorněna na obrázku 56.



Obrázek 56: Schema toku při aktivačním procesu

Základní technologické parametry aktivačního procesu

Hydraulická doba zdržení (Θ)

$$\Theta = \frac{V}{Q} \text{ [s]} \quad (12-18)$$

kde:

V - je objem nádrže [m^3]

Q - je množství přitékající odpadní vody [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]

Doba zdržení směsi (Θ_s)

$$\Theta_s = \frac{V}{Q + Q_r} = \frac{\Theta}{1 + R} \text{ [s]} \quad (12-19)$$

kde:

V - je objem nádrže [m³]

R - je recirkulační poměr $R = \frac{Q_r}{Q}$ [-]

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

Q_r - je množství přitékajícího vratného kalu (recirkulace) [m³·s⁻¹]

Θ - hydraulická doba zdržení [s]

Objemové látkové zatížení (B_v)

$$B_v = \frac{Q \cdot S_1}{V} [\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (12-20)$$

kde:

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

S₁ - je hmotnostní koncentrace složky 1 na přítoku (BSK₅) [kg·m⁻³]

V - je objem nádrže [m³]

Látkové zatížení biomasy-kalu (B_x)

$$B_x = \frac{Q \cdot S_1}{V \cdot X} = \frac{B_v}{X} [\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (12-21)$$

kde:

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

S₁ - je hmotnostní koncentrace složky 1 na přítoku (BSK₅) [kg·m⁻³]

V - je objem nádrže [m³]

X - je sušina aktivovaného kalu [kg·m⁻³]

Doba zdržení biomasy (Θ_x)

$$\Theta_x = \frac{V \cdot X}{Q_w \cdot X_w + (Q - Q_w) \cdot X_2} [\text{s}] \quad (12-22)$$

kde:

V - je objem nádrže [m³]

X - je sušina aktivovaného kalu [kg·m⁻³]

X_w - je sušina přebytečného kalu [kg·m⁻³]

X₂ - je koncentrace nerozpuštěných látek v odtoku z dosazovací nádrže [kg·m⁻³]

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

Q_w - je množství přebytečného kalu [$m^3 \cdot s^{-1}$]

Kalový index (KI)

Základním ukazatelem jakosti kalu, charakterizuje schopnost kalu sedimentovat a zahušťovat se. Hodnoty kalového indexu a sedimentační rychlosti jsou udávány pro tři základní druhy kalu.

| | | |
|--------------|---|-----------------------------|
| Normální kal | $KI < 100 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ | $v_s > 0,6 \text{ m/h}$ |
| Lehký kal | $KI 100-200 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ | $v_s 0,3 - 0,6 \text{ m/h}$ |
| Zbytnělý kal | $KI > 200 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ | $v_s > 0,3 \text{ m/h}$ |

$$KI = \frac{V_{30}}{X} [\text{ml} \cdot \text{g}^{-1}] \quad (12-23)$$

kde:

V_{30} - je objem kalu po půlhodinové sedimentaci [m^3]

X - je sušina aktivovaného kalu [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]

Účinnost čištění (E)

$$E = \frac{S_1 - S_2}{S_1} \cdot 100 [\%] \quad (12-24)$$

kde:

S_1 - je hmotnostní koncentrace složky 1 na vstupu do systému [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

S_2 - je hmotnostní koncentrace složky 2 na výstupu ze systému [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

Dělení aktivačních procesu podle zatížení

Podle technologických parametrů rozlišujeme tři základní modifikace aktivačního procesu, tabulka 22.

Tabulka 22: Přehled základních modifikací aktivačního procesu

| Proces | Doba zdržení biomasy Θ_x | Hydraulická doba zdržení Θ | Objemové látkové zatížení B_v | Látkové zatížení biomasy B_x | Účinnost čištění E |
|-----------------|---------------------------------|-----------------------------------|---|--|--------------------|
| | dnů | hodin | [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$] | [$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$] | [%] |
| nízkozatížený | 20-100 | 24-72 | do 0,3 | 0,05-0,1 | 75-90 |
| střednězatížený | 3-20 | 4-10 | 0,5-1,5 | 0,2-0,6 | 90-95 |
| vysokozatížený | pod 3 | 1-3 | nad 1,5 | nad 0,5 | 50-80 |

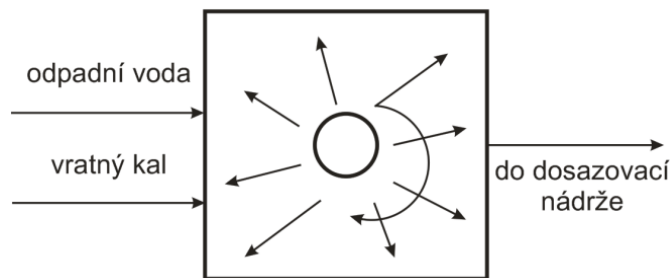
Nízkozatížené systémy jsou dnes nejčastěji používané systémy, neboť v důsledku malého zatížení biomasy dochází k její aerobní stabilizaci, čímž se významně redukuje objem přebytečného kalu, který je nutno zpracovat. U vysokozařížených systémů dochází k výraznému zmenšení potřebných objemů nádrží, vzhledem k účinnosti jsou vhodné např. pro předčištění průmyslových vod před vypouštěním do veřejné kanalizace. Střednězatížené systémy tvoří dnes minimum instalací na komunálních čistírnách odpadních vod, tyto systémy jsou postupně, až na výjimky, nahrazovány nízkozaříženými systémy.

4.10 Aktivační systémy

Od svého vzniku v roce 1930 zaznamenala aktivace řadu proměn a úprav. V následující části budou zmíněny dnes používané uspořádání aktivace. Aktivační nádrže jsou většinou betonové, pravoúhlé, koridorové či kruhové. Hydraulicky pracují jako reaktory směšovací či s postupným tokem. Výška sloupce aktivovaného kalu bývá 3-6 m. Kyslík je do nádrže dodáván aeračním zařízením, které společně s ponornými míchadly udržuje aktivovaný kal ve vznosu. Aktivační systémy můžeme dělit na diskontinuální (SBR reaktory) a kontinuální. Kontinuální aktivační systémy se vyznačují trvalým přítokem substrátu, postupným promícháváním s aktivovaným kalem a také s postupným odtokem vyčištěné vody.

Kontinuální směšovací systém

Odpadní voda je přiváděna do aktivační nádrže, kde je za intenzivního provzdušňování míchána s aktivovaným kalem, obr. 57. Při dostatečné homogenizaci má celá aktivační nádrž prakticky stejné složení a koncentrace substrátu je v celé nádrži stejná. Pro směšovací nádrž je charakteristická konstantní rychlost odstraňování substrátu. Proto je také stejná rychlost spotřeby kyslíku v celé nádrži. Hydraulické poměry vyplývají z uspořádání na základě směšovacího principu. Tento systém aktivace 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. Jednou z nevýhod směšovací aktivace je skutečnost, že podporuje růst nežádoucích vláknitých mikroorganismů.

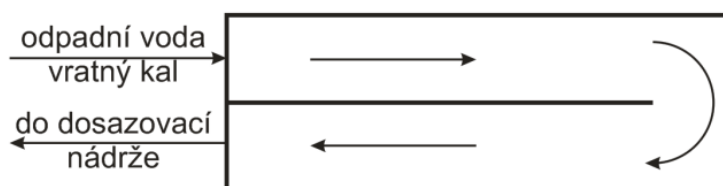


Obrázek 57: Směšovací systém

Kontinuální systém s postupným tokem

V tomto případě má aktivační nádrž tvar dlouhého koryta s relativně malým průtočným profilem, obr. 58. Odpadní voda se smísí s vráceným kalem a směs se vede do aktivační nádrže, kde je provzdušňována. Během průtoku nádrží dochází k postupnému poklesu substrátu.

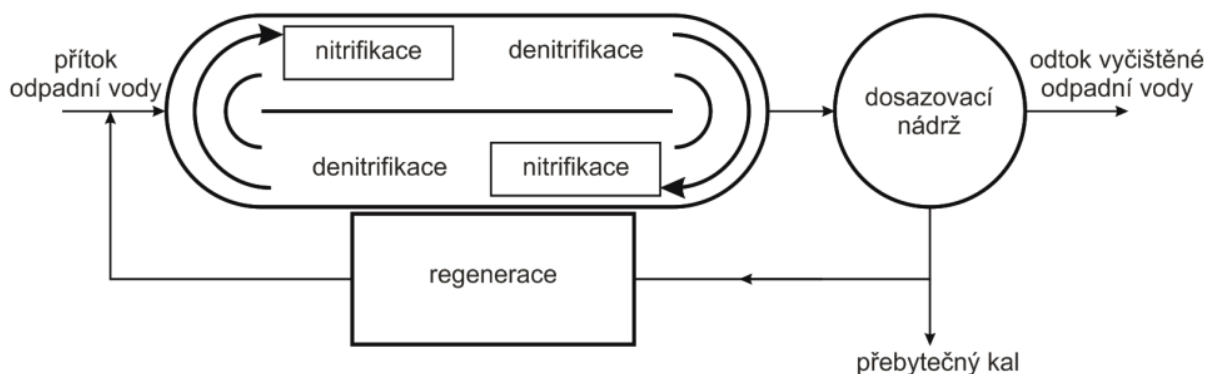
Pro tento systém je opět charakteristické, že směsná kultura je ve styku se substrátem, jehož koncentrace se mění. Jeden průtok nádrží odpovídá jednomu aeračnímu cyklu v jednorázovém systému.



Obrázek 58: Směšovací systém

Kontinuální systém s oddělenou regenerací kalu.

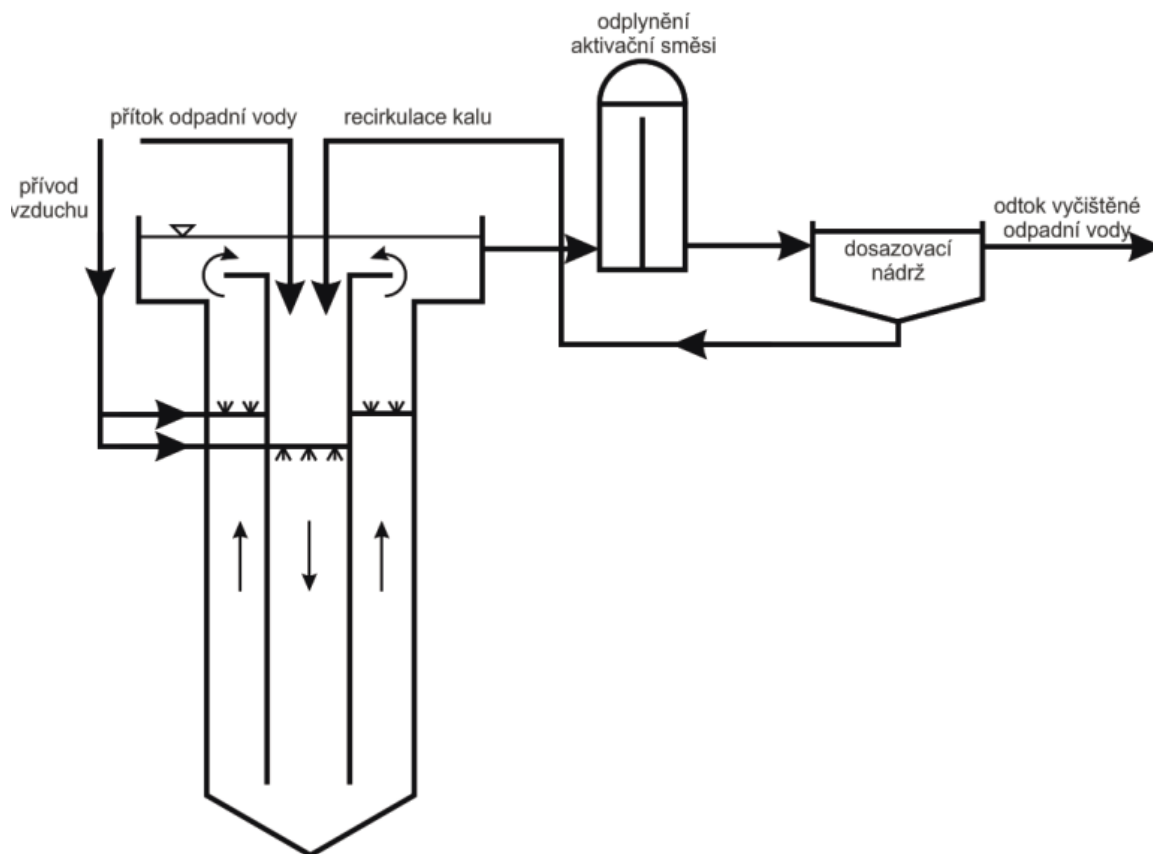
Jedná se o jednu z nejstarších modifikací aktivačního systému. Tento systém se vyznačuje krátkou dobou zdržení odpadní vody v aktivační nádrži, obvykle do jedné hodiny. Z dosazovací nádrže je potom vratný kal odváděn do regenerační nádrže, do které nejsou zavedeny odpadní vody, tedy zdroj živin. Zregenerovaný („vyhladovělý“) kal, který je vrácen zpět do aktivační nádrže je shcopen následně odstranit znečištění v kratším časovém intervalu, obr. 59.



Obrázek 59: Aktivace s oddělenou regenerací

Kontinuální šachtová aktivace

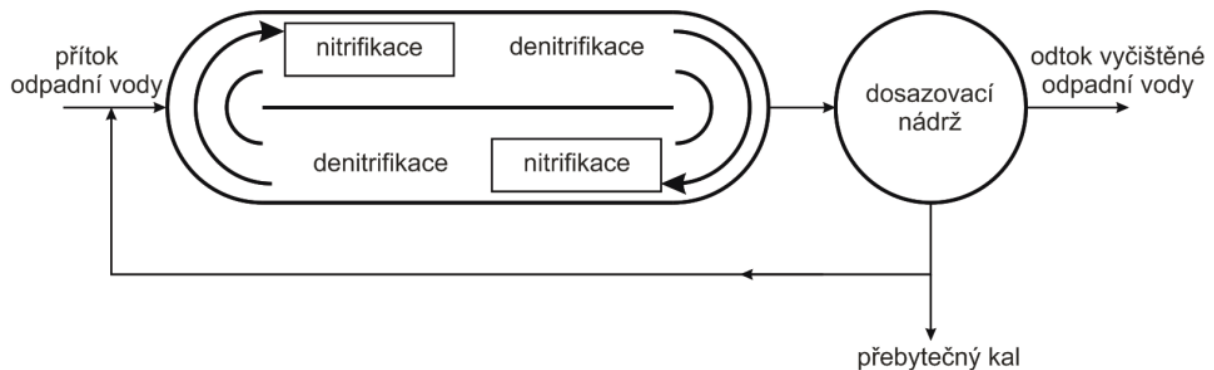
Aktivační nádrž je tvořena vnějším válcovým pláštěm z oceli, betonu, případně sklolaminátu o průměru 2-10 m a hloubce 50-200 m. Do tohoto vnějšího pláště je vložena roura o průměru 1-2 m. Aktivační směs cirkuluje v aktivaci tak jak je znázorněno na obrázku 60. Rychlost cirkulace se pohybuje v rozmezí $1-2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ a cirkulace nastává díky rozdílné měrné hmotnosti ve vnitřní a vnější sekci nad přívodem stlačeného vzduchu pro aeraci, který je umístěn v hloubkách 20-40 m. rozdělenou přepážkou na dvě části. V jedné části proudí kal směrem vzhůru druhou dolů. Hnací silou v tomto případě je rozdíl hustot kalu v obou částech.



Obrázek 60: Šachtová aktivace

Kontinuální oběhová aktivace

V posledních letech velmi rozšířený způsob aktivace na čistírnách odpadních vod. Substrát je do aktivace přiváděn postupně stejně tak je i postupně odváděna aktivační směs do dosazovacích nádrží. K aktivaci dochází za plynulého přísunu kalu a odvodu vyčištěné vody. Velkou výhodou je vysoká účinnost odstranění dusíku nitrifikací a denitrifikací kalu a zároveň možnost použití aerobní stabilizace kalu.



Obrázek 61: Oběhová aktivace

Diskontinuální systém

Diskontinuální kultivace je v podstatě opakující se jednorázový proces. Pro tento systém je charakteristické, že mikroorganismy jsou v prostředí s měnící se koncentrací substrátu. Po určité době se odebere část kultivačního média a část biomasy a obsah nádrže se doplní substrátem. V podstatě se jedná o časový průběh kontinuálního systému s postupným tokem. Semikontinuální systém je v současné době prakticky provozován jako tzv. systém SBR - Sequential Batch Reactor.

Dosazovací nádrže

Slouží k odseparování aktivovaného kalu od vyčištěné odpadní vody k čemuž je využit princip sedimentace. Úloha dosazovacích nádrží je velmi důležitá, protože při správné separaci aktivovaného kalu od vody eliminujeme riziko úniku nerozpuštěných látek do odtoku z čistírny odpadních vod. To má za následek snížení koncentrace nerozpuštěných látek a tedy i parametru BSK₅ na odtoku z čistírny.

4.11 Základní technologické parametry dosazovacích nádrží

Doba zdržení (Θ)

$$\Theta = \frac{V}{Q} [\text{s}] \quad (12-25)$$

kde:

V - je objem nádrže [m³]

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

Skutečná doba zdržení (Θ_{sk})

$$\Theta_{sk} = \Theta \cdot \eta_h \text{ [s]} \quad (12-26)$$

kde:

Θ - je doba zdržení [s]

η_h - je hydraulická účinnost usazovacího prostoru, 0,4-0,5 pro kruhové nádrže, 0,4-0,6 pro podélné nádrže, 0,7-0,8 pro čtvercové vertikální nádrže

Povrchové hydraulické zatížení (v)

$$v = \frac{Q}{A_D} \text{ [m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (12-27)$$

kde:

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

A_D - je plocha dosazovací nádrže [m²]

Zatížení nerozpuštěnými látkami (N_A)

$$N_A = \frac{Q_s \cdot X}{A_D} \text{ [kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (12-28)$$

kde:

Q - je průtok aktivací směsi [m³·s⁻¹]

A_D - je plocha dosazovací nádrže [m²]

X - je sušina aktivovaného kalu [kg·m⁻³]

Tabulka 23: Technologické parametry dosazovacích nádrží

| Umístění dosazovacích nádrží | Střední doba zdržení v hodinách při průtoku | | Hydraulické zatížení plochy (v) v [m ³ ·m ⁻² ·h ⁻¹] při průtoku | |
|------------------------------|---|------------------|---|------------------|
| | Q _d | Q _{max} | Q _d | Q _{max} |
| za biofiltry | 1,5-2,0 | 1,0 | 1,0-1,4 | 2,4 |
| za aktivací | 2,0-3,0 | 1,0 | 0,5-1,2 | 1,8-2,2 |

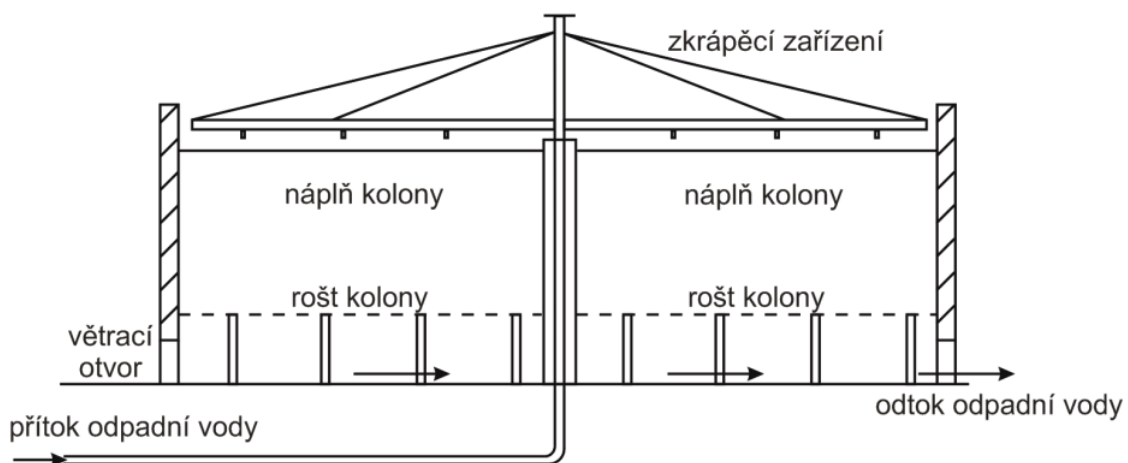
Podle průtoku aktivační směsi dělíme dosazovací nádrže na nádrže s horizontálním a vertikálním průtokem. Podle tvaru potom na čtvercové, obdélníkové a kruhové. Čtvercové nádrže jsou výhodné z hlediska úspory místa, kruhové jsou vhodnější z hlediska hydraulického. Lze v nich dosáhnout teoreticky rovnoměrného zatížení přeřadové hrany po celém obvodu. Konstrukční řešení dosazovacích nádrží je podobné jako u nádrží usazovacích, popsáno v odstavci 12.6.5.

4.12 Biologické kolony

Biologické kolony jsou nádrže obvykle kruhového půdorysu, jejichž plást je betonový či z plechu a sklolaminátů. Náplň kolony je buď kamenná, nebo z plastů. Náplně z plastů jsou tvořeny sypanými výlisky nebo bloky z profilovaných desek. Specifický povrch plastických náplní činí $80-300 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$, mezerovitost 90-97 %, výška náplně 4-8 m. Důležitá je distribuce odpadní vody do průřezu kolony. Nejčastěji se používá zkrápědlo s hydraulickým pohonem na principu Segnerova kola.

Funkční polykultura je kultivována ve formě biofilmu na náplni, po které stéká odpadní voda. Aerace je zajištěna přirozeným prouděním vzduchu v důsledku teplotních gradientů uvnitř a vně kolony.

Přebytečná biomasa je strhávána proudem vody a po separaci v dosazovací nádrži není nutno jí již do kolony vracet. Případně se však recirkuluje odsazená voda po naředění koncentrovaných vod či k zvýšení proplachu lože kolony, obrázek 62.



Obrázek 62: Biologická kolona

Základní technologické parametry biologické kolony jsou následující.

Specifický povrch náplně (a)

$$a = \frac{A}{V} \quad [m^2 \cdot m^{-3}] \quad (12-29)$$

kde:

A - je plocha průřezu kolony [m²]

V - je objem náplně [m³]

Mezerovitost náplně (ε)

$$\varepsilon = \frac{V - V_N}{V} \cdot 100 \quad [\%] \quad (12-30)$$

kde:

V - je objem náplně [m³]

V_N - je objem materiálu náplně [m³]

Povrchové hydraulické zatížení (v)

$$v = \frac{Q}{A} \quad [m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}] \quad (12-31)$$

kde:

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

A - plocha průřezu kolony [m²]

Objemové látkové zatížení (B_v)

$$B_v = \frac{Q \cdot S_1}{V} = \frac{Q \cdot S_1}{A \cdot H} = \frac{v}{H} \cdot S_1 \quad [kg \cdot m^{-3} \cdot s^{-1}] \quad (12-32)$$

kde:

Q - je množství přitékající odpadní vody [m³·s⁻¹]

S₁ - vstupní koncentrace složky, na níž zatížení vztahujeme (BSK₅, CHSK) [kg·m⁻³]

V - je objem náplně [m³]

A - plocha průřezu kolony [m²]

H - výška lože [m]

v - povrchové hydraulické zatížení [m³·m⁻²·s⁻¹]

Povrchové látkové zatížení (B_A)

$$B_A = \frac{Q \cdot S_1}{A} = \frac{Q \cdot S_1}{a \cdot H} = \frac{B_v}{a} \quad [\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (12-33)$$

kde:

Q - je množství přitékající odpadní vody [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]

S_1 – vstupní koncentrace složky, na níž zatížení vztahujeme (BSK₅, CHSK) [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]

A - plocha průřezu kolony [m^2]

a - specifický povrch náplně [$\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$]

H - výška lože [m]

B_v - je objemové látkové zatížení [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$]

Rozdělení biologických kolon je uvedeno v následující tabulce 24.

Tabulka 24: Rozdělení biologických kolon s náplní z plastů.

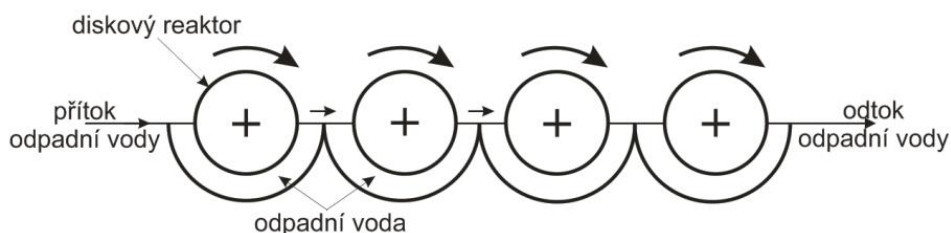
| Kolona | Povrchové hydraulické zatížení v | Objemové látkové zatížení B_v | Účinnost čištění účinnost E |
|------------------|--|---|-----------------------------------|
| | [$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$] | [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$] | [%] |
| nízkozatěžovaná | do 5 | do 0,5 | 85 - 95 |
| vysokozatěžovaná | 20 - 80 | 1-8 | 50 - 80 |

Nízkozatěžovatelné biologické kolony se sypanou náplní jsou určeny pro menší čistírny odpadních vod vzhledem k nízkým nárokům na obsluhu a údržbu. Vysokozatěžované kolony jsou vhodné pro předčištění koncentrovaných vod. Výhoda biologických kolon oproti aktivačnímu procesu spočívá v nižší spotřebě energie, kterou dodáváme pouze na čerpání vody na hlavu kolony, nikoliv na přísun kyslíku do systému. Biofilmové reaktory jsou i odolnější proti tzv. vláknitému bytění, kdy se separační schopnosti suspenzní kultury zhoršují v důsledku rozvoje vláknitých mikroorganismů. Tento problém nastává např. při čištění sacharidických odpadních vod.

4.13 Rotační diskové reaktory

V těchto reaktorech (obr. 63) je biofilm kultivován na pomalu rotujících discích, které jsou částečně ponořeny do čištěné odpadní vody. Rotace disků zajišťuje střídavý kontakt biofilmu s odpadní vodou i se vzduchem. Konstrukčně je bioreaktor řešen jako horizontálně protékavý žlab, ve které na společném hřídeli rotuje potřebné množství kotoučů z plastu. Jejich průměr

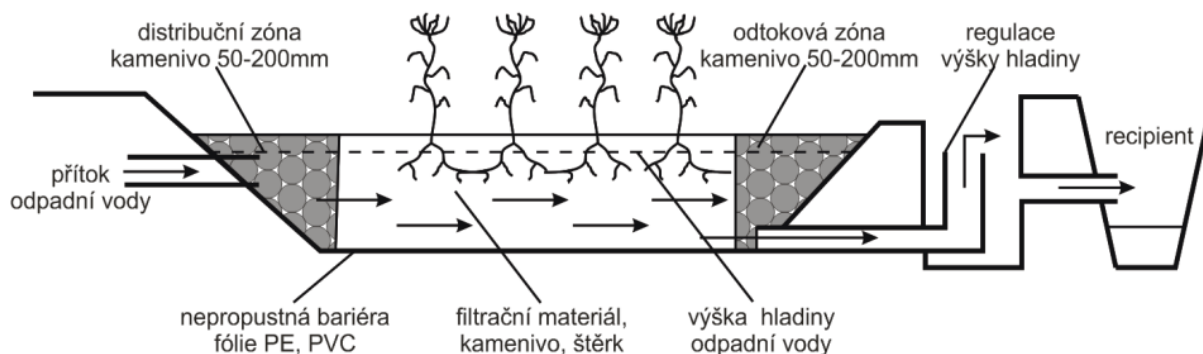
bývá 0,5-3,5 m. Kromě těchto kotoučů, které jsou někdy označovány jako biodisky, se však používají i další konstrukční prvky jako jsou segmentová, eventuálně válcová kola.



Obrázek 63: Rotační diskový reaktor

4.14 Kořenové čistírny odpadních vod

Kořenová čistírna je přírodě blízkým systémem, který lze použít k dočištění odpadních vod rekreačních objektů nebo obcí do 1 500 obyvatel. Princip čištění je založen na velmi pomalé filtraci odpadních vod propustným štěrkovým ložem, osázeným vegetací. Princip činnosti této čistírny je patrný z obrázku 64.



Obrázek 64: Kořenová čistírna odpadních vod

Návrhové parametry vegetační kořenové čistírny

Plocha kořenového pole (A)

$$A = \frac{Q_d \cdot (\ln S_1 - \ln S)}{K_{BSK}} \quad [\text{m}^2] \quad (12-34)$$

kde:

Q_d - je denní množství přitékající odpadní vody [m^3]

S_1 - je koncentrace BSK₅ na přítoku [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]

S - je koncentrace BSK₅ na odtoku [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]

K_{BSK} - je reakční konstanta odbourání BSK₅, obvyklá hodnota – 0,18

Objem filtračního lože (V)

$$V = A \cdot h \quad [\text{m}^3] \quad (12-35)$$

kde:

A - je plocha kořenového pole [m^2]

h - je zvolená hloubka filtračního lože, (0,6-1,0) [m]

Hydraulická doba zdržení odpadní vody ve filtračním loži (Θ)

$$\Theta = \frac{V \cdot n}{Q_d} \quad [\text{s}] \quad (12-36)$$

kde:

V - je objem filtračního lože [m^3]

Q - je denní množství přitékající odpadní vody [m^3]

n - je pórovitost náplně filtračního lože, (0,3-0,5) [m]

Hydraulické zatížení (v)

$$v = \frac{Q_d}{A} \quad [\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (12-37)$$

kde:

Q - je denní množství přitékající odpadní vody [m^3]

A - je plocha kořenového pole [m^2]

Hydraulického zatížení plochy filtračního lože se pohybuje v rozmezí 30 až 50 mm za den.

Základem této čistírny je mělká zemní nádrž utěsněná hydroizolační folií nebo jílem, vyplněná zrnitým, dobře propustným materiálem. Vhodný je písek až štěrkopísek stejné frakce, mezerovitosti náplně 0,3-0,5, tloušťky vrstvy přibližně 0,6-0,8 m. Povrch lože je osázen vodními hlubokokořenícími rostlinami, jako je např. rákos obecný, skřípina, ostřice, kosatec apod. Pro dno nádrže je vhodný sklon 0,5-1 %, naopak povrch nádrže musí být rovný za účelem možnosti potlačení nežádoucí vegetace zaplavením povrchu. Proto je nutné, aby se povrch štěrkového lože nacházel přibližně 0,3 m pod povrchem okolního terénu. Přitékající odpadní voda se po primárním předčištění, tj. v česlích, lapáku písku a sedimentační nádrži přivádí do silně propustné přítokové zóny, která musí zajistit její rovnoměrné rozdělení do celého průtočného profilu. Na konci lože je sběrný drén, který odvádí vyčištěnou odpadní vodu. Životnost celého systému je přibližně 25 - 30 roků. Výhody kořenových čistíren jsou

nenáročnost na obsluhu, možno nerovnoměrně zatěžovat čistírnu, nižší provozní a investiční náklady, oproti mechanicko-biologickým čistírnám. Naopak mezi nevýhody můžeme zařadit vyšší požadavky na plochu. Na jednoho obyvatele je nutno počítat s plochou 4-5 m².

4.15 Anaerobní čištění odpadních vod

Anaerobní proces je mikrobiální rozklad organické hmoty, který probíhá samovolně v přírodě (dna rybníků, močály). Stejně procesy lze využít i při čištění odpadních vod, a to zejména vysoce znečištěných průmyslových vod.

Anaerobní rozklad je soubor několika dílčích na sebe navazujících procesů, na kterých se podílí několik základních skupin anaerobních mikroorganismů. Rozklad vyžaduje jejich koordinovanou metabolickou součinnost, produkt jedné skupiny mikroorganismů je substrátem skupiny druhé. K rozkladu organické hmoty dochází ve čtyřech na sebe vzájemně navazujících krocích. Prvním krokem je hydrolýza, což je rozklad makromolekulárních organických látek (lipidy, polysacharidy, proteiny) na nízkomolekulární látky rozpustné ve vodě (ty jsou schopny transportu dovnitř buňky). Druhým krokem je acidogeneze, při které jsou nízkomolekulární látky rozkládány na jednodušší organické látky (kyseliny, alkoholy, CO₂, H₂). Třetím krokem je acetogeneze, při které dochází k oxidaci těchto látek na H₂, CO₂, CH₃COOH. Čtvrtým, posledním krokem je metanogeneze, kdy pomocí metanogenních mikroorganismů dochází k rozkladu substrátů (jednouhlíkaté látky a CH₃COOH) na konečné produkty kterými jsou CH₄ a CO₂.

Podrobněji je proces popsán v kapitole pojednávající o bioplynových stanicích.

Porovnání aerobních a anaerobních procesů

Při aerobních procesech je přibližně 60 % energie spotřebováno na syntézu nové biomasy a 40 % se ztrácí ve formě reakčního tepla. 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 uhlíků je možno vyvodit následující závěry

Při aerobních procesech je asi 50 % uhlíku ze substrátu proměněno v biomasu a 50 % na CO₂. Při anaerobních procesech přechází 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 anaerobním způsobem je vždy ekonomicky výhodnější než aerobním způsobem.

Energeticky je anaerobní proces tento způsob výhodný ze dvou důvodů:

- nedodává se kyslík potřebný při aerobním rozkladu,
- produkuje se bioplyn, který lze energeticky využít.

Dalšími klady anaerobního procesu je nízká produkce biomasy, nízké nároky na živiny a nízká reakční rychlost. Na druhou stranu je potřeba také zmínit zápory anaerobního procesu, kterými jsou vysoká koncentrace látek na odtoku, citlivost metanogenní archea na změny prostředí a dlouhá doba zpracování procesu.

Pro anaerobní čištění odpadních vod se ukazují jako nejvýhodnější tyto reaktory.

- ponořená biologická kolona s plastickou náplní,
- kolona s kalovým mrakem, tj. fluidní reaktor bez inertního nosiče biomasy,
- náplňová kolona s expandovaným či fluidizovaným ložem.

Anaerobní čištění představuje obvykle první stupeň biologického čištění, za kterým musí následovat aerobní dočištění, např. aktivačním procesem. Jeho úkolem je odstranit zbytkové znečištění, meziprodukty anaerobního rozkladu a převést vodu do kyslíkatého stavu, aby mohla být vypouštěna do toků.

4.16 Kalové hospodářství

Jako vedlejší produkt při procesu čištění odpadních vod na biologických ČOV vzniká čistírenský kal. Jeho produkce může u velkých ČOV dosáhnout až několik desítek i stovek metrů krychlových denně. Nutno vzít v úvahu, že z tohoto množství je přibližně 94-96 % vody.

Základní fyzikální principy využívané v jednotlivých objektech mechanického čištění jsou uvedeny v tabulce 25.

Tabulka 25: Fyzikální principy uplatňované v kalovém hospodářství

| Princip | Používaná zařízení |
|---|---|
| Zahušťování využívá gravitační sílu a rozdíl hustot oddělovaných složek | zahušťovací nádrž |
| Filtrace jsou zachycovány nerozpuštěné příměsi, rozměrově větší než otvory, kterými protéká cezená voda | jemná síta bubnové filtry sítopásové lisy kalolisy |
| Flotace je uměle snižována hustota příměsí a vzniklý rozdíl hustot je využíván k oddělení složek (vztlakem) | flotační vany s tlakovým vzduchem elektroflotační vany |
| Odstředování využívá odstředivou sílu a rozdíl hustot oddělovaných složek | kontinuální odstředivky |

Druhy kalů

V závislosti na druhu čistírny odpadních vod, respektive charakteru čištěných odpadních vod se setkáváme s následujícími druhy čířenskými kalů.

Primární kal

Suspendované látky, zachycené v usazovací nádrži – mechanický stupeň čistírny odpadních vod, předřazené biologickému čištění, označujeme jako primární kal. Složení primárního kalu je do značné míry ovlivněno vlastnostmi napojené stokové sítě, účinností předřazeného hrubého předčištění a také, jak bude uvedeno dále technologickým řešením celé čistírny odpadních vod.

Produkce a složení primárního kalu

Množství primárního kalu produkované na jednoho EO za den značně kolísá, v závislosti na výše uvedených podmínkách a složení. Podle různých publikovaných zdrojů se produkce primárního kalu pohybuje v rozmezí 35 – 54 g za den, při účinnosti sedimentace v usazovací nádrži přibližně 70%. Toto číslo je důležité pro dimenzování případně použitých zahušťovacích nádrží a fermentorů. Složení primárního kalu je značně závislé na použité technologii čištění odpadních vod a účinnosti jednotlivých technologických celků. Obsah organických látek stanovený jako ztráta žiháním se pohybuje v rozmezí 70 – 75 %. Orientační složení primárního kalu podle zastoupení jednotlivých typů organických látek je uvedeno v následující tabulce 26.

Tabulka 26: Složení primárního kalu

| Parametr | Obsah v hmot. % |
|----------------------------------|-----------------|
| Tuky (extrahovatelné látky – EL) | 5,7 – 44,0 |
| Bílkoviny | 19,0 – 28,0 |
| Celulosa, hemicelulosa, lignin | 12,8 – 25,4 |
| Huminové kyseliny | do 4,0 |
| N _{celk.} | 2,0 – 4,5 |
| P _{celk.} | 0,5 – 2,1 |
| Fe | 2,1 – 3,5 |
| Al | 1,3 – 2,5 |
| Anorganická složka celkem | 25,0 – 30,0 |

Sekundární (přebytečný) kal

Během procesu biologického čištění odpadních vod dochází k produkci biomasy, která je v přímé souvislosti s množstvím odstraněného organického znečištění. Produkovaná,

přebytečná biomasa bývá odstraňována většinou v dosazovacích nádržích – při sekundární sedimentaci a proto bývá označována, jako sekundární nebo přebytečný kal.

Produkce a složení přebytečného kalu

Produkce přebytečného kalu je zásadním způsobem závislá na technologické konfiguraci čistírny, jejím stavebním provedení, zvolené technologické koncepci, způsobu provozování a řadě biochemických a fyzikálních faktorů. Obecně a velmi zjednodušeně lze říci, že v případě předřazené primární sedimentace je z hlediska produkované sušiny produkce přebytečného kalu k primárnímu kalu v poměru asi 1 : 1 až 1 : 2, podle toho zda je aplikováno chemické předsrážení nebo ne, tedy přibližně 25-39 g sušiny za den na EO.

Na rozdíl od primárního kalu, kdy je, jak bylo uvedeno výše složení značně ovlivněno kvalitou přiváděné odpadní vody, u složení sekundárního – přebytečného kalu takové rozdíly nepozorujeme. Je to dáno tím, že podíl přiváděných suspendovaných látek je v poměru k vyprodukované biomase biologickým procesem čištění, méně významný. Přibližné složení přebytečného kalu uvádí následující tabulka 27.

Tabulka 27: Složení přebytečného kalu.

| Parametr | Obsah ve hmot. % |
|--|------------------|
| Organické látky, jako ztráta žiháním | 60 – 70 |
| Obsah uhlíku v organické složce biomasy | 47 – 52 |
| Obsah kyslíku v organické složce biomasy | 31 – 38 |
| Obsah vodíku v organické složce biomasy | 7 – 8 |
| Obsah dusíku v organické složce biomasy | 7 – 11 |
| Obsah fosforu v organické složce biomasy | 1,1 – 2,6 |
| Obsah anorganických látek | 30 – 40 |

Chemický kal

Chemický kal je produktem srážecích reakcí, využívaných většinou ke snížení obsahu fosforu ve vyčištěné vodě nebo v odděleně upravované kalové vodě nebo ke zlepšení sedimentačních vlastností aktivovaného nebo primárního kalu. Vzhledem k tomu, že k naznačeným procesům může být použito několik chemických látek, liší se i chemické složení a množství chemického kalu. Většinou je chemický kal nedílnou součástí primárního nebo přebytečného kalu, podle toho kde se srážení aplikuje. V případě odděleného srážení – třetí stupeň čistíren odpadních vod vzniká samostatný chemický kal.

Produkce a složení chemického kalu

Množství vznikajícího chemického kalu je dáno především způsobem aplikace srážedel a jejich chemickým složením. Fosfor je nutno srážet vždy nadbytkem solí Fe^{+3} nebo Al^{+3} a

tento nadbytek je určen na základě technologické koncepce čistírny odpadních vod, účinnosti biologického odstraňování fosforu vázáním v biomase a hlavně chemickým složením čištěné odpadní vody. Pro určení dávky srážedla je klíčová cílová – požadovaná, zbytková koncentrace fosforu. V následující tabulce 12.XV je pro tento účel použita garantovatelná hodnota $P_{\text{celk.}}$ na odtoku $1,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

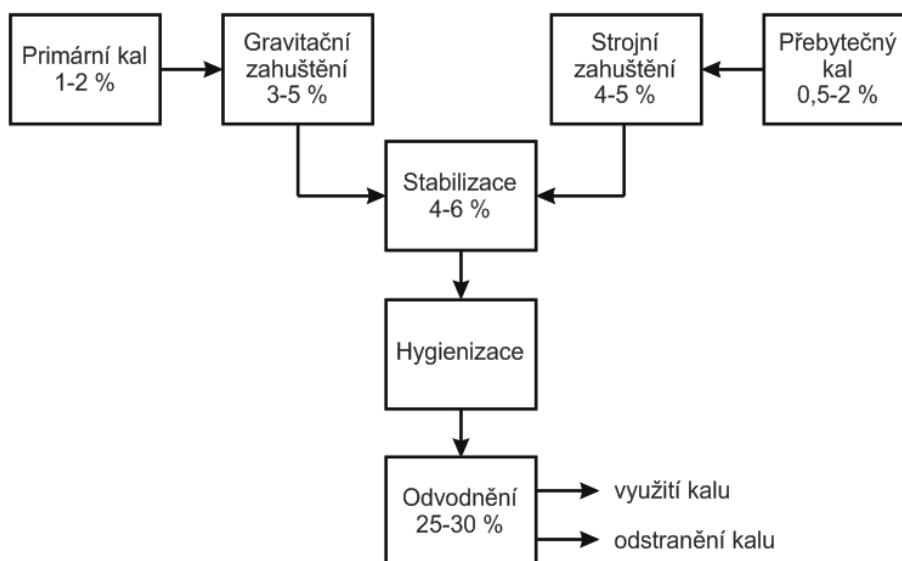
Tabulka 28: Dávky srážedla v závislosti v závislosti na požadované, zbytkové koncentraci fosforu

| Produkce chemického kalu v g za den na EO | | |
|---|--------------------|------------------|
| Použitá chemická látka | Simultánní srážení | Oddělené srážení |
| Soli Fe^{+3} | 12,1 – 17,1 | 9,6 – 14,6 |
| Soli Al^{+3} | 9,4 – 16,8 | 9,4 – 13,1 |

Složení chemického kalu je závislé na použitých sloučeninách. Převážně se jedná o směs ortofosforečnanů železa nebo hliníku a hydroxidů příslušných kovů o nestechiometrickém složení. Složení chemického kalu je značně závislé na fyzikálně-chemických podmínkách srážení a není jednoduché a z technologického hlediska ani příliš důležité.

4.17 Zpracování kalů

Zpracováním kalů rozumíme většinou zpracování aerobně nebo anaerobně zpracovaných kalů, u kterých byl snížen podíl organických látek na takovou hodnotu, aby takový kal již nepodléhal dalším biochemickým rozkladům a při skladování či aplikaci jako hnojiva nezpůsobil hygienické či senzorické závady. Kalové hospodářství je tvořeno operacemi, jak je patrné z obrázku 65.



Obrázek 65: Kalové hospodářství čistíren odpadních vod

Optimálním řešením kalové problematiky je zlepšení odvoditelnosti kalů přidavkem organických flokulantů a odvodnění na pásových lisech s následnou aplikací odvodněného kalu jako hnojiva.

Zahušťování kalů

Zahušťování kalu je proces, kterým se snažíme snížit obsah vody v kalu před jeho dalším zpracováním. Zahušťování kalu může mít zásadní technologický a ekonomický význam. V současné době je zahušťování kalu nezbytnou operací i na malých čistírnách odpadních vod. K zahušťování kalu používáme řadu metod založených buďto na prosté sedimentaci nebo na využití strojního zařízení. Na použité technologii je závislý konečný výsledek zahuštění kalu. Z technologického hlediska je za optimální stupeň zahuštění považována konečná koncentrace sušiny v rozmezí 4,5 – 6,0 hmotnostních %. Vyšší koncentrace zahuštěného kalu jsou dosažitelné, ale mohou působit potíže s jeho čerpáním, obzvláště při použití odstředivých čerpadel.

Prostá sedimentace

Tato technologie se využívá ke zpracování přebytečného kalu, především na malých čistírnách a často bývá konečným řešením kalové koncovky nebo jako mezistupeň po anaerobní stabilizaci kalu před jeho odvodněním. Postup spočívá v občasném stahování kalové vody. Proces většinou probíhá v jedné nebo dvou válcových uskladňovacích nádržích, které mohou být vybaveny míchadly pro homogenizaci kalu. Aby splnil tento způsob nakládání s kalem svůj účel, musí být objemy uskladňovacích nádrží dimenzovány na střední hydraulickou dobu zdržení nejméně 150 dní. Produktem je potom stabilizovaný kal. Tento způsob zpracování je extenzivní a v poslední době ztrácí na významu.

Gravitační zahušťování kalu

Tato technologie se nejčastěji využívá k oddělenému zahušťování primárního kalu v míchaných gravitačních zahušťovačích nebo v zahušťovačích s usměrněným prouděním – hydrocyklónech. Na menších a starších čistírnách se gravitační zahušťování využívá k zahušťování smíšeného nebo i sekundárního – přebytečného kalu. Řešením může být i dvou až třístupňové sériové propojení uskladňovacích nádrží s řízeným režimem. Tento systém je využíván u nových malých čistíren odpadních vod.

odstředování. Do gravitačních technologií zahušťování kalu patří i odstředování. Tato technologie se využívá především u velkých čistíren odpadních vod. Stupeň zahuštění je závislý na vlastnostech zahušťovaného kalu, u přebytečného kalu na kalovém indexu. Účinnost zahuštění na odstředivce lze zvýšit aplikací pomocných prostředků – flokulantů, ale při běžném zahušťování se tento postup z ekonomických důvodů nevyužívá.

Tlaková flotace

Flotace je fyzikálně-chemický způsob odstraňování lehkých pevných částic a oleje z kapaliny, nejčastěji z vody. Principem flotace je, že suspendované látky (vločky, částice, organismy) se vznášejí tím, že mají menší měrnou hmotnost než kapalina, v které jsou rozptýlené nebo se v kontaktní zóně spojují s mikrobublínkami vzduchu a jsou pak v separační zóně vynášeny k hladině, kde vytvoří plovoucí vrstvu kalové pěny, která je odstraňována hydraulicky nebo mechanicky. Vzestupné rychlosti takto vzniklých agregátů jsou o jeden až dva řády vyšší než byly původní sedimentační rychlosti těchto vloček, což umožňuje pracovat při vysokém povrchovém zatížení flotace ve srovnání se sedimentací.

Tlaková flotace je moderní a výkonnou metodou zahušťování kalu. Je vhodná pro zahušťování přebytečného, smíšeného i chemického kalu. Její účinnost není příliš ovlivněna vlastnostmi zahušťovaného kalu a lze ji ještě zvýšit způsobem řízení procesu a dávkováním flokulantu. Pro optimální provoz je však důležité správné dimenzování flotační jednotky. Pro zahuštění přebytečného kalu se doporučuje dimenzovat flotační jednotku na základě látkového zatížení pracovního objemu flotační jednotky za jednotku času. Podle technického řešení flotační jednotky se doporučuje látkové zatížení pracovního objemu kalem v rozmezí 0,5 – 2,5 kg sušiny na m³ za hodinu.

Sítové zahušťovače

Zahušťování kalu je možné provádět s pomocí organického flokulantu filtrací flokulovaného kalu na sítích různého provedení. Jedná se o ekonomicky nejvýhodnější a výkonnou technologii zahušťování, kterou lze využít ve většině případů. K zahušťování se používají většinou nerezová síta různého provedení. Nejčastěji se jedná o stolové pásové zahušťovače, zahušťovače s rotačním šikmým, bubnovým nebo šnekovým sítem. Volba technického provedení je závislá na požadovaném výkonu z hlediska kapacity a na požadované sušině.

V následující tabulce jsou pro srovnání uvedeny v běžné praxi dosažitelné koncentrace zahuštění podle použité metody a druhu zahušťovaného kalu.

Tabulka 29: Dosažitelný obsah sušiny podle použité metody a druhu zahušťovaného kalu

| Metoda zahuštění | Druh kalu | Dosažitelná sušina [%] |
|-------------------------------|--------------------------------|------------------------|
| Prostá sedimentace+uskladnění | Přebytečný a stabilizovaný kal | 3,5 – 6,5 |
| Řízené gravitační zahuštění | Primární kal | 4,0 – 8,0 |
| Řízené gravitační zahuštění | Sekundární – přebytečný kal | 2,5 – 3,8 |
| Odstředování | Sekundární – přebytečný kal | 3,0 – 6,0 |
| Odstředování s flokulantem | Sekundární – přebytečný kal | 4,0 – 6,5 |
| Tlaková flotace | Sekundární – přebytečný kal | 3,5 – 7,0 |

| | | |
|----------------------------------|-----------------------------|------------|
| Tlaková flotace s flokulantem | Sekundární – přebytečný kal | 4,5 – 10,0 |
| Sítové zahušťovače s flokulantem | Sekundární – přebytečný kal | 4,0 – 18,0 |

Stabilizace kalů

Stabilizací kalu nazýváme proces, kterým upravujeme konečné vlastnosti kalu tak, aby dále nepodléhal spontánnímu samovolnému rozkladu. Ve většině případů se jedná o biochemický postup snižování obsahu zbytku snadno rozložitelných organických látek a tím i celkové koncentrace organické složky v kalu. Doba potřebná ke stabilizaci kalu je závislá na použité metodě a je určena na základě empirických zkušeností. Současně se stabilizací kalu klesá i obsah patogenních mikroorganismů a metoda stabilizace kalu může být zároveň metodou hygienizace kalu.

Aerobní stabilizace kalu

Aerobní stabilizace kalu je biochemický postup, kdy je v odděleném prostředí udržován přebytečný kal v oxických podmínkách. Tato metoda stabilizace je jednoduchá, ale je nutno počítat s ekonomickými náklady na aeraci. Kal musí být odděleně zpracován v arovaných nadzemních betonových nádržích po dobu nejméně 35 dní za podmínek, kdy se koncentrace kyslíku pohybuje v rozmezí 0,5-1,5 mg·l⁻¹. Střední hydraulická doba zdržení větší než 45 dní neúnosně zvyšuje investiční i provozní náklady. Pro udržení výše popsaných provozních podmínek obvykle stačí přerušovaná středobublinná aerace s výkonem dmýchadel navrženým tak, aby se nádrž zároveň umíchala. Potom nemusí být řešeno mechanické míchání. Většího efektu se dosáhne při rozdělení potřebného objemu na dvě nádrže. Jejich sériovým propojením potom můžeme při vhodně řízeném procesu dosáhnout i vyššího stupně zahuštění. Metoda aerobní stabilizace kalu je vhodná i pro nejmenší čistírny odpadních vod. V současné době se tato metoda doporučuje pro čistírny odpadních vod s kapacitou 50 – 25000 EO, kde slouží uskladňovací nádrže zároveň k přechovávání kalu před dalším konečným zpracováním, například na jiné větší čistírně s komplexním vystrojením kalového hospodářství.

Autotermní aerobní termofilní stabilizace kalu

Aerobní autotermní termofilní stabilizace kalu je proces, při kterém dochází k žádoucímu snížení organického podílu v biologickém kalu, produkovaném na čistírně odpadních vod biochemickými pochody probíhajícími v termofilních podmínkách za přítomnosti kyslíku. Metoda autotermní aerobní termofilní stabilizace kalu, je založena na využití tepla vzniklého exotermním aerobním biologickým procesem za použití vzduchu, čistého kyslíku nebo směsi čistého kyslíku a vzduchu. Teplo uvolněné biologicky zprostředkovanou oxidací organické hmoty v reaktoru, zahřívá jeho obsah až na pracovní teplotu 55 – 60 °C, na které je potom

proces řízeně udržován potřebnou dobu stabilizace a případné hygienizace. Proces je kontinuální a je energeticky nezávislý, tedy nepotřebuje externí zdroj tepelné energie. Proces probíhá v tepelně izolované nádrži – reaktoru, který může být dle zvolené technologie a procesní potřeby dotován i čistým kyslíkem. Z důvodů možnosti současného zajištění i hygienizace kalu, bývá často tento proces veden semikontinuálně, tedy s dávkováním čerstvého kalu přetržitě v určených intervalech. Tímto způsobem, při zajištění předepsaných podmínek tj. minimální střední hydraulická doba zdržení v reaktoru 20 dní, minimální teplota v reaktoru 55 °C a prodleva mezi denními dávkami čerstvého zahuštěného kalu minimálně 20 hodin, lze trvale zajišťovat i hygienické parametry kalu kategorie I., z hlediska požadavků na jeho hygienizaci. Tato metoda vede zároveň ke snížení celkové konečné produkce sušiny kalu. Z ekonomického a ekologického hlediska se jedná o perspektivní metodu stabilizace kalu, která může najít uplatnění na čistírnách odpadních vod s projektovanou kapacitou 5000 – 60000 EO. Maximální, uvedená velikost čistírny odpadních vod není limitní možností technologického řešení, ale je dána ekonomikou konkurenčních metod zpracování čistírenských kalů. Technologické zařízení pro autotermní aerobní termofilní stabilizaci čistírenských kalů může být využita i ke konečné úpravě dovážených zahuštěných a stabilizovaných kalů z malých čistíren odpadních vod.

Anaerobní stabilizace kalu

Anaerobní stabilizace kalu je metoda stabilizace kalu za nepřístupu vzduchu. Čistírenské kaly (primární, aktivovaný) se ve větších čistírnách zpracovávají technologií anaerobní stabilizace. Anaerobní stabilizace je soubor procesů, při nichž směsná kultura mikroorganismů postupně rozkládá biologicky rozložitelnou organickou hmotu bez přístupu vzduchu. Konečnými produkty jsou vzniklá biomasa, plyny (CH_4 , CO_2 , H_2 , N_2 , H_2S) a nerozložený zbytek organické hmoty, který je již z hlediska hygienického a sensorického nezávadný pro prostředí, je již stabilizován. Anaerobní stabilizace probíhá ve fermentoru, který je tvořen tepelně izolovanou nadzemní betonovou nádrží. Čistírenský kal je do fermentoru přiváděn kontinuálně nebo v pravidelných intervalech. Současně je z fermentoru odváděna kalová voda, která je vracena do procesu čištění a stabilizovaný kal, který je odváděn do uskladňovací nádrže, před jeho dalším zpracováním. Podle teploty ve fermentoru rozdělujeme anaerobní stabilizaci do tří skupin.

Psychrofilní, s teplotou ve fermentoru rovnou teplotě okolí, provozním zatížením v rozmezí 0,3 – 1,0 kg organických látek na m^3 objemu fermentoru a den a dobou zdržení 60-90 dnů. Mezofilní, s teplotou ve fermentoru v rozmezí 35-50 °C, provozním zatížením v rozmezí 0,5 – 1,5 kg organických látek na m^3 objemu fermentoru a den a s dobou zdržení v reaktoru 20-30

dnů. Termofilní s teplotou ve fermentoru v rozmezí 50-60 °C, provozním zatížením v rozmezí 1,5 – 5,0 kg organických látek na m³ objemu fermentoru a den a dobou zdržení 15-20 dnů. V současné době je v České republice provozována převážně anaerobní mezofilní stabilizace. Z hlediska technologického řešení se u větších čistíren využívá provedení dvoustupňové, u menších čistíren provedení jednostupňové v kombinaci s otevřenou uskladňovací nádrží. Vzniklý bioplyn (kalový plyn) obsahuje 65 - 75 %_{obj} CH₄, 25 - 35 %_{obj} CO₂ a nepatrné podíly H₂, NH₃, H₂S, v současné době je významným zdrojem energie s výhřevností 20-30 MJ·kg⁻¹.

Další metody stabilizace kalů

Chemická stabilizace kalu je jednou z možností, jak zabránit spontánnímu rozkladu kalu v krátkém čase. Nejznámější je chemická stabilizace kalu páleným vápnem (CaO). Tato metoda má však omezený účinek, protože s poklesem hodnoty pH vlivem působení vzdušného oxidu uhličitého dojde opět k obnovení rozkladných procesů. Jinou metodou stabilizace čistírenských kalů za jejich současného rozkladu až na minerální složky je stabilizace působením kyseliny sírové za zvýšeného tlaku a teploty kolem 160 °C. Tato metoda byla vyvinuta pro velké městské čistírny odpadních vod a nemá zatím širší uplatnění. Poslední z realizovaných způsobů stabilizace čistírenských kalů je totální rozklad kalu čistým kyslíkem při teplotách kolem 150 °C a tlaku až 1,5 MPa. Produktem tohoto postupu jsou uhličitany, volný oxid uhličitý a voda. Za metodu stabilizace kalu lze také považovat jeho sušení bez předběžného rozkladu. Výše popsané metody stabilizace kalu jsou v současné době předmětem zájmu, protože ve svém výsledku vedou k minimalizaci produkce kalu, s jehož dalším využitím jsou stále větší legislativní potíže.

Hygienizace kalu.

Hygienizace čistírenských kalů je nezbytnou technologickou operací, která umožňuje jejich využití k zemědělským účelům, jako součást hnojiv nebo přímou aplikací, zapravením do zemědělské půdy. Zemědělské využití čistírenských kalů je totiž přirozeným zakončením koloběhu živin. Pokud nejsou čistírenské kaly zatíženy nepřiměřeným obsahem těžkých kovů z lidské činnosti, jsou pak pouze hygienická kritéria limitujícím faktorem jejich využitelnosti v zemědělství.

Kaly z čistíren odpadních vod představují suspenzi pevných látek a agregovaných koloidních látek, které jsou z části původem z čištění odpadní vody a z části vznikají při procesu čištění odpadních vod, v závislosti na použité technologii. Z mikrobiologického hlediska jsou v surovém a částečně i ve stabilizovaném kalu přítomny, kromě jiných následující skupiny mikroorganismů:

- bakterie (psychrofilní, mezofilní a termofilní),

- viry (enteroviry),
- Nižší houby a jejich spory a toxiny,
- kvasinky,
- červi, roztoči a jejich vajíčka.

Je řada možností určování hygienických kritérií hygienizovaného kalu a názory na tuto problematiku se stále vyvíjí. V současné době se jako potenciální patogenní mikroorganismy sledují především následující skupiny mikroorganismů:

- termotolerantní koliformní bakterie
- enterokoky
- *Salmonella* spp.

Většina legislativních norem zemí EU, včetně legislativy ČR, umožňuje klasifikaci hygienizovaných kalů z čistíren odpadních vod, pro účely případného využití v zemědělství, do dvou tříd, a to například v ČR od 1.1.2002, podle platné vyhlášky MŽP č. 382/2001, Sb. je to kal třídy I. a II., Kritéria pro zařazení hygienizovaného kalu do třídy I. nebo II., podle této citované vyhlášky, jsou v následující tabulce 30.

Tabulka 30: Kritéria pro zařazení hygienizovaného kalu do třídy I. nebo II., podle vyhlášky MŽP č. 382/2001 Sb.

| Kritérium | Třída I. (KTJ/g) | Třída II. (KTJ/g) |
|-------------------------------------|-------------------|-----------------------------------|
| Termotolerantní koliformní bakterie | < 10 ³ | 10 ³ – 10 ⁶ |
| Enterokoky | < 10 ³ | 10 ³ – 10 ⁶ |
| Salmonella spp. | negativní | nestanovuje se |

Zařazení do uvedených tříd potom určuje i možnosti zemědělského využití kalů. K dosažení kvality kalů podle výše uvedených požadavků je nutno dodržet některé dohodnuté technologické podmínky postupu při hygienizaci kalů.

Technologické procesy hygienizace kalů

Dosažení hygienické kvality kalu, umožňující jejich zařazení do třídy I. není technologicky jednoduché. Vzhledem k tomu, že se vždy jedná o technicky i ekonomicky náročnější provoz kalového hospodářství, měla by tomuto požadavku předcházet koncepčně dobře propracovaná rozvaha již ve fázi přípravy technologické koncepce celého kalového hospodářství. Vzhledem k tomu, že se v čase mohou hygienické požadavky na vlastnosti kalů ještě zvyšovat, je volba technologie hygienizace kalu komplikovaným krokem. V současné době je možné volit z následujících technologických postupů.

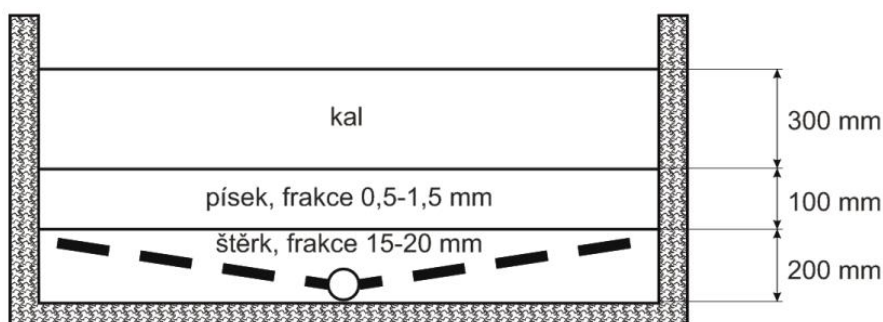
- sušení kalu při teplotě vyšší než 80 °C a na sušinu vyšší než 90%,
- kombinovaný systém s předřazenou autotermní aerobní termofilní stabilizací při 55 °C a následnou mezofilní stabilizací,
- autotermní aerobní termofilní stabilizace při teplotě nad 55 °C a s přerušovaným dávkováním surového kalu a odběru s odstupem nejméně 20 hodin,
- termofilní anaerobní stabilizace při teplotě nad 55 °C, s přerušovaným dávkováním surového kalu a odběru s odstupem nejméně 20 hodin,
- termická předúprava surového kalu při teplotě nad 70 °C a s dobou zdržení minimálně 30 minut (pasterace),
- alkalizace kalu vápnem při dosažení pH nad 12 a teploty nad 55 °C a udržení těchto dosažených hodnot po dobu nejméně 2 hodin,
- alkalizace kalu vápnem při dosažení pH nad 12 a udržení této hodnoty po dobu nejméně 3 měsíců.

Odvodňování kalů

U velkých ČOV se odvodňování kalů buduje jako součást technologie ČOV, u menších ČOV nabývají na významu mobilní zařízení na odvodňování kalů, která mohou střídavě odvodňovat kal z uskladňovacích nádrží těchto ČOV. Úkolem odvodnění kalu je požadavek na snížení dopravních nákladů, kterého lze dosáhnout jedině odvodněním kalu. Uvědomme si, že zvýšením obsahu sušiny z původních 4 % na 28 % v odvodněném kalu snížíme jeho objem i hmotnost přibližně sedmkrát.

Kalová pole

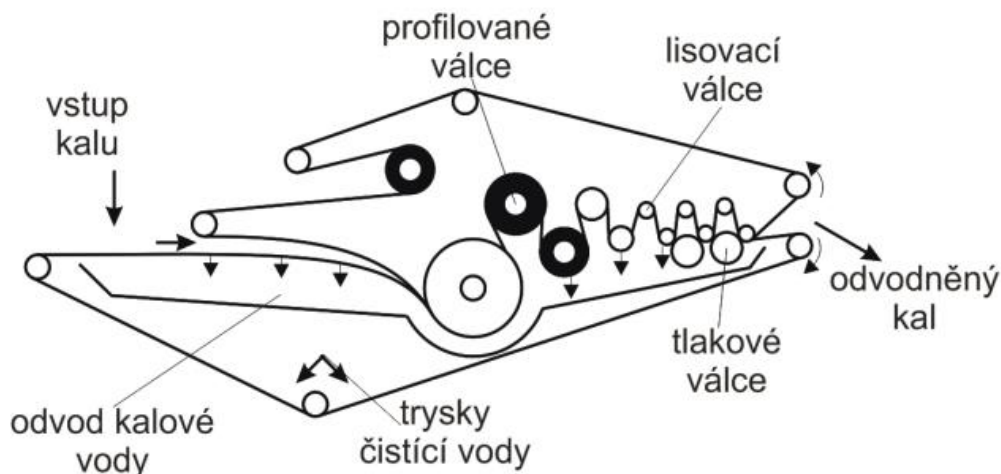
Jedná se o nejstarší a nejjednodušší způsob odvodňování kalů. Kalové pole (obr. 66) je speciálně upravená obdelníková betonová nádrž o maximálních rozměrech 8×20 m, jejíž dno tvoří drenážní systém - drenážní trubky, zasypané vrstvou šterku a vrstvou písku. Na tuto vrstvu je napuštěna vrstva kalu. Principem odvodňování na kalovém poli je kombinace procesů filtrace a odpařování. Účinnost odvodňování na kalovém poli závisí na klimatických a povětrnostních podmínkách. Za příznivých klimatických podmínek je možno dosáhnout sušiny až 65 %. Zatížení kalového pole pro anaerobně stabilizovaný kal 0,4-0,6 kg sušina na m² za měsíc, pro aerobně stabilizovaný kal 0,3-0,5 kg sušina na m² za měsíc. Vyklízení ruční, u větších mechanické.



Obrázek 66: Kalové pole

Sítopásový lis

Sítopásové lisy, obr. 67 patří k nejstarším zařízením pro odvodňování kalů. Směs vloček a filtrátu se odděluje lisováním mezi nekonečnými perforovanými tkaninovými pásy. V současné době jde o jednu z rozšířených metod odvodňování kalů. Kal je po kondicionaci polykoagulanty filtrován, zpočátku volně (předodvodňovací fáze), později při tlaku (0,1 MPa) mezi dvěma nekonečnými perforovanými filtračními pásy, které meandrovitě procházejí systémem válců, kde dochází k postupnému stlačování a deformaci (stříhové síly) koláče, což usnadňuje uvolňování vody. Výkonnost sítopásového lisu se udává v kg sušiny koláče z 1 m² plochy plachetky za 1 hodinu (maximální šíře pásu bývá 3 m) a pro stabilizovaný kal se pohybuje v rozmezí 250-500 kg·m² za hodinu. Za těchto podmínek lze dosáhnout obsah sušiny odvodněného kalu v rozmezí 27-36 %.

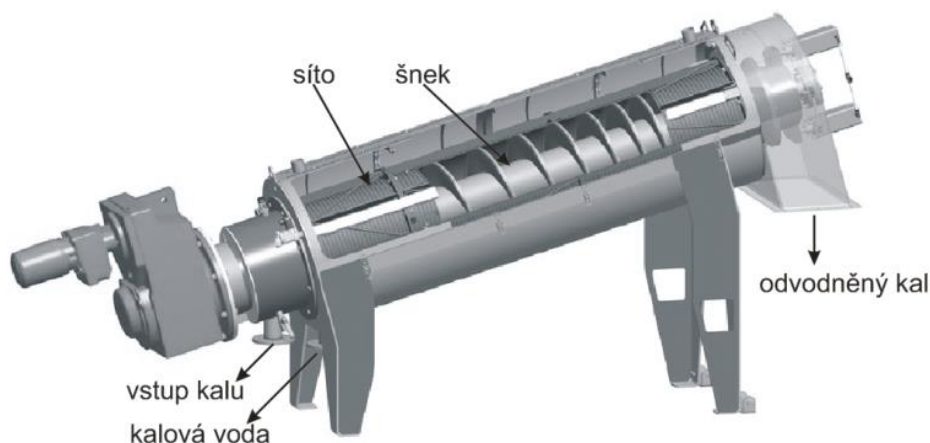


Obrázek 67: Sítopásový lis

Šnekový lis

Odlučování probíhá v nakloněném bubnu s drátěným sítem, které tvoří stěnu válce, uvnitř kterého je umístěn vyhrnovací šnek. Po přivedení vyvločkové kalové suspenze (po přidání polymerového roztoku) do plnicí komory se první část bubnu použije k odvedení vody, která

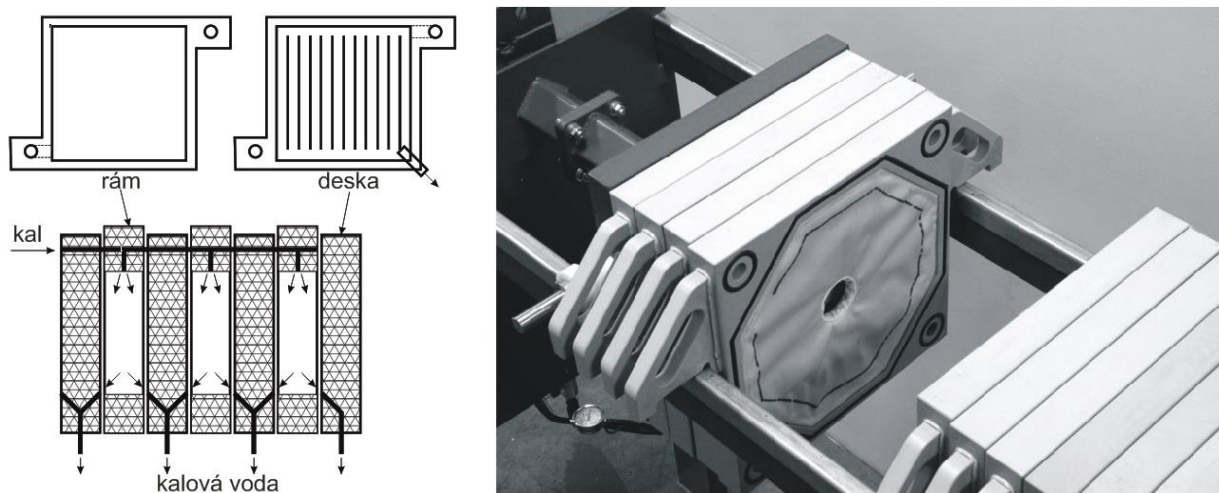
se ze suspenze uvolnila. V kalové suspenzi se postupně zvyšuje obsah sušiny s tím, jak suspenze postupuje do tlakové zóny bubnu. Vlivem protitlaku, který vytváří výstup se zúženým otvorem, se z kalového koláče, který postupuje k výstupu, uvolní další voda. Uvolněná voda se vypustí vývodem na odpadní vodu pod buben. Klínové drátěné síto se udržuje v čistotě průběžným proplachováním z jeho vnější strany a šetrným kontaktem se speciálním materiálem na vrcholu hřebel vyhrnovacího šneku. Dosažitelná sušina odvodněného kalu se pohybuje v rozmezí 18-25 %.



Obrázek 68: Šnekový lis

Komorové lisy

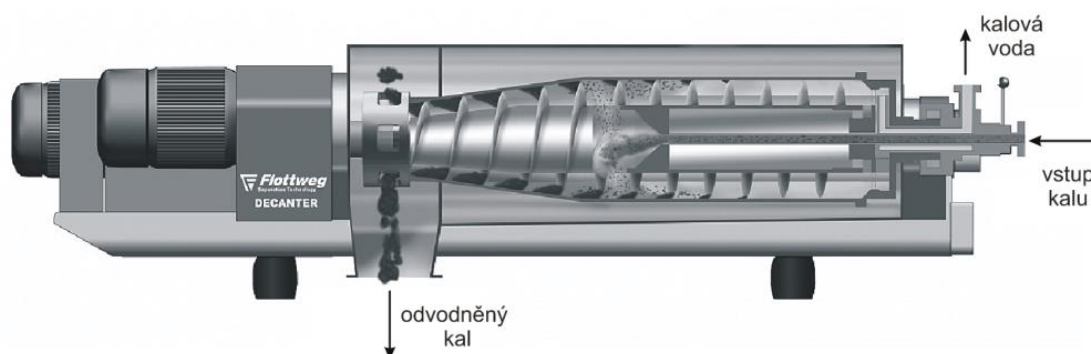
Nosnou konstrukci celého zařízení tvoří rám, na který jsou zavěšeny filtrační desky a který zabezpečuje dostatečnou tuhost komorového lisu (obr. 69) při působení vysokých tlakových sil během pracovního cyklu, které se pohybují v rozmezí 1,5 až 2,5 MPa. Filtrační desky, maximální velikost 2×2 m, vytvářejí pracovní prostor kalolisu – soustavu uzavřených filtračních komor. Okraj desky je silnější než její prohloubená vnitřní část a tvoří tak styčnou plochu se sousední deskou. Filtrační komora je vytvořena vždy dvěma sousedními deskami, tloušťka komory je určena součtem jejich prohloubení a pohybuje se obvykle v rozmezí 5-50 mm. Filtrační desky jsou povlečeny filtračními plachetkami. Odvodňovaná suspenze je přiváděna nátokovým otvorem probíhajícím průběžně celým svazkem desek i plachetek. Kapalina je tlakem rovnoměrně plněna do všech komor, filtrát prochází skrz plachetky a je odváděn kanálky vrtanými v deskách. Svazek desek, maximální počet 120 ks, je v průběhu celé filtrace pevně sevřen pomocí hydraulického agregátu. Tím je zajištěno, že i při vysokém filtračním tlaku nedojde k úniku suspenze z filtračních komor. Komorovým lisem je možno kal odvodnit na sušinu v rozmezí 35-50 %.



Obrázek 69: Komorový lis

Odstředivky

Pro odvodňování kalů se používají celoplošné šnekové odstředivky. Kal je přiváděn potrubím v ose bubnu. Odseparovaný kal se usazuje na vnitřní straně kuželovité části rotačního bubnu, kalová voda (filtrát) odtéká přes hranu bubnu ve válcovité části, odvodněný kal je dopravován šnekem (otáčejícím se uvnitř bubnu o něco menšími otáčkami než buben) k zúženému konci komolého kužele, kde vypadává z odstředivky. Kondicionace kalu je potřebná. Koncentrace sušiny odvodněného kalu dosahuje 30-35 %. Centrifuga se vyznačuje vysokou výkonností a malými požadavky na plochu a prostor oproti ostatním odvodňovacím zařízením.



Obrázek 70: Odstředivka

Terciární čištění

Pod pojmem terciární čištění rozumíme ty operace či jejich kombinace, které zvýší jakost biologicky vyčištěné odpadní vody na takovou úroveň, že ji lze použít jako užitkovou vodu, technologickou, či v krajních případech pro úpravu na vodu pitnou. Setkáváme se zde s uzavřenými cykly použití vody, neboť mnohdy je snazší připravit vodu požadované jakosti z

odpadní vody biologicky vyčištěné než z vody říční, přičemž se šetří poplatky za odběr vody z toků. Při terciárním čištění používáme tyto hlavní procesy a operace.

a) Separace jemně dispergovaných částic

Jedná se většinou o zbytky biomasy, které pronikly dosazovací nádrží. K separaci se používají pískové filtry či bubnová mikrosíta.

b) Odstranění zbytkových rozpuštěných organických látek

Organicky znečištěné odpadní vody po biologickém čištění jsou tvořeny metabolickými produkty organismů funkční polykultury. K jejich odstranění lze použít sorbci na aktivní uhlí.

c) Snížením obsahu solí

Zvláště při určitém cyklu vody je nebezpečné postupně zvyšovat koncentraci solí. K eliminaci lze použít běžné metody - ionexy, reverzní osmózu apod.

d) Hygienické zabezpečení

Podobně jako u pitné vody chlorace, UV záření a ozonizace.

5. TECHNIKA PRO ZPRACOVÁNÍ ODPADŮ Z MLÝNŮ, SLADOVEN, CUKROVARŮ A PIVOVARŮ

Při zpracování plodin v potravinářských průmyslových provozech vzniká řada odpadů, které je nutno vhodným způsobem zpracovat pro jejich využití či odstranění. Množství, druh a složení produkovaných odpadů je závislé na typu zpracovatelského podniku, druhu a skladbě zpracovávané suroviny, druhu konečného výrobku apod. Potravinářský průmysl je charakteristický produkcí významného podílu kapalných odpadů, s vysokým obsahem organických látek, které jsou zpravidla netoxické a dobře biologicky rozložitelné. Odpady produkované z potravinářství přednostně využíváme, čímž je dosahováno snížení znečištění povrchových vod a zvýšení efektivity celého výrobního procesu. V potravinářství je typické, že určitý podíl surovin se stává odpadem již před zpracováním v zařízení (zejména pro nevyhovující hygienické požadavky na surovinu). Nevyhovujícími parametry může být např. obsah těžkých kovů, reziduí pesticidů, PCB, mykotoxinů, kontaminace mikroorganismy nebo parazity apod. Odpady z potravinářského průmyslu jsou nejčastěji využívány především ke krmení hospodářských zvířat, či ke hnojení půdy. Vzhledem k nákladům a výsledné efektivitě je využití k energetickým účelům méně časté.

5.1 Zpracování odpadů z mlynářského průmyslu

V rámci provozů mlynářského průmyslu je produkována řada specifických druhů odpadů, mezi které řadíme:

- *krmné mouky*, které vznikají při mletí obilného zrna (především pšeničného a žitného) a jedná se o tzv. zadní mouky (mají nejhorší kvalitu a tmavou barvu). Jsou typické obsahem značného množství organických i minerálních látek. Jejich použití je možné při krmení hospodářských zvířat,
- *otruby*, což jsou zbytky po mlýnském zpracování pšenice a žita, obsahující převážně obalové části zrna. Otruby jsou hodnotným krmivem, nesmějí však být nakyslé, hořké nebo zatuchlé či napadené škůdci a plísněmi,
- *čistírenské klíčky*, které se získávají při loupání a kartáčování zrna (především žita). Cílem procesu čištění je odstranění oplodí, obalových vrstev zrna, klíčků a vousků, s cílem zvýšení trvanlivosti mouky. Čistírenské klíčky obsahují vitamíny B, E, tuky, enzymy a popeloviny. Jsou přímo využitelné jako součást krmných směsí pro drůbež,
- *mlýnské klíčky mačkané*, se získávají při luštění pšeničných krupic na mlecích válcích. Tvarem se podobají vločkám a obsahují až 40 % otrub. V sušině obsahují až 25 % hrubého proteinu a využívají se při výrobě krmných směsí,
- *zemní prach z filtrů*, který se zpracovává kompostováním, jako složka kompostovací zakládky,
- *obtížně využitelný odpad*, kam řadíme např. smetky z mlynářských provozů, zbytky pytlů, sáček apod. Nakládá se s nimi jako s ostatním odpadem, využitelné složky se vytrídí, ostatní nevyužitelné složky se odstraňují na skládkách či ve spalovnách komunálních odpadů.

5.2 Odpady ze sladovnického průmyslu

Mezi odpady produkované tímto odvětvím patří:

- *výčist (zadina)*, což jsou odpady (tzv. zadní ječmen) vznikající při třídění ječmene, které propadávají sítím s velikostí otvorů 2,2 mm. Výčist představuje cca 4 % hmotnosti zpracovávaného ječmene a používá se jako krmivo,
- *splávky*, což jsou lehká ječmenná zrna a příměsi, které vyplouvají na povrch při máčení ječmene. Splávky představují cca 0,2 až 0,5 % zpracovávaného ječmene. Splávky mají hlediska složení a krmivářských vlastností podobné parametry jako výčist,

- *sladový květ*, což jsou ulámané zárodečné kořínky, získané při odkličování vysušeného sladu. Kořínky jsou velmi křehké a odlamují se. Sladový květ představuje v průměru 4 % z hmotnosti vyrobeného sladu. Jedná se o nejhodnotnější druhotnou surovinu produkovanou sladovnickým průmyslem, s vysokým obsahem živin, vitamínů a enzymů. Pokud má být využit ke krmení hospodářských zvířat, pak je nutné, aby měl dobrou jakost, nebyl připálený, přeschlý a může obsahovat maximálně 4 % sladového prachu, slupek a úlomků,
- *odpadní máčecí vody*, vznikají jako odpadní vody z máčení ječmene, které probíhá z důvodu iniciace klíčení zrna. Nejčastěji jsou zpracovány na podnikové čistírně odpadních vod nebo mohou být využity jako závlaha.

5.3 Odpady z pivovarnického průmyslu

Mezi odpady produkované tímto odvětvím patří:

- *pivovarské mláto*, které je tvořeno nerozpustnými složkami sladu a dále látkami, které při procesu rmutování (což je proces přeměny sloučenin sladu do roztoku, hlavně škrobu a části bílkovin) koagulovaly a zachytily se ve vrstvě mláta. Podíl suchého mláta představuje asi 27 % použitého sladu. Používá se buď ke krmení hospodářských zvířat, a to buď v čerstvém stavu nebo po vysušení. Mláto v čerstvém stavu snadno podléhá zkáze,
- *pivovarské kvasnice*, což jsou odpadní kvasnice, které již není možno použít jako zákvas. Při výrobě je produkováno asi 0,5 % hustých a 0,25 % lisovaných kvasnic z celkového objemu vyrobeného piva. Vzhledem k tomu, že kvasnice obsahují cenné minerální látky, aminokyseliny a vitamíny, tak je nejvhodnějším využitím krmení hospodářských zvířat,
- *hořké kaly*, které vznikají při sedimentaci a filtraci mladiny, které lze využít jako krmivo pro hospodářská zvířata,
- *odpadní vody*, které jsou produkovány v různých fázích technologického procesu výroby piva. Nejčastěji jsou čištěny na podnikových ČOV, případně je lze využít k závlaze.

5.4 Odpady z cukrovarnického průmyslu

V rámci tohoto odvětví jsou produkovány zejména tyto odpady:

- *vyslazené řízky*, které vznikají po vyluhování cukru ze sladkých řízků v difuzérech. Řízky představují podíl 70 až 90 % hmotnosti řepných bulev. Průměrně složení řízků

je 8 % sušiny, 0,4 % sacharidů a další látky. Řízky je možno upravit lisováním na sušinu 14 až 18 % případně sušit na sušinu 88 % (extrémně nákladné, využívané minimálně). Využití řízků je jako hodnotné sacharidové krmivo pro hospodářská zvířata. Řízky se zkrmují buďto v čerstvém stavu (denní krmná dávka 25 až 35 kg řízků na 1 kus u skotu, 4 až 8 kg na kus u prasat) případně jako sušené (součást krmných směsí). Častý způsobem zpracování řízků je jejich konzervace silážováním. Řízky jsou společně s řepným chrástem ukládány po vrstvách do silážních jam. Vrstvy jsou důkladně hutněny pro vytvoření anaerobních podmínek příznivých pro mléčné kvašení, jehož produkty (zejména kyselinou mléčnou) a příznivou hodnotou pH je silážovaná hmota konzervována,

- *melasa*, což je hustý sirup, který vzniká při oddělování (odstředování) poslední (zadinové) cukroviny (směs cukerných krystalů a sirupu), ze které již nelze krystalizací v provozních podmínkách získat cukr. Součástí melasy jsou všechny necukry obsažené v řepě a dále rozpustné látky, které byly použity při výrobním procesu jako přísada nebo vznikly rozkladem. Melasa je produkováno asi 5 % hmotnosti bulev. Složení melasy kolísá v závislosti na jakosti cukrové řepy a technologickém postupu výroby. Melasa obsahuje průměrně 23 % sušiny, 50 % cukrů, 9,5 % nerozpuštěných látek, 5 % stravitelných dusíkatých látek a 8,8 % popelovin. Hodnota pH se u melasy pohybuje v rozmezí 7 až 7,5. Z minerálních látek melasa obsahuje nejvíce draslíku (5 %), nezanedbatelný je i obsah stopových prvků. Melasa se využívá jako surovina pro další průmyslové zpracování při výrobě lihu, droždí, toruly, organických kyselin a rozpouštědel nebo pro krmení hospodářských zvířat,
- *řepné kořínky a úlomky*, které se získávají při praní bulev před jejich hlavním zpracováním. Těchto odpadů je produkováno asi 1 až 3 % hmotnosti bulev cukrové řepy. Řepné kořínky a úlomky obsahují 8 až 13 % cukrů a po odstranění nežádoucích příměsí se používají buďto ke krmení hospodářských zvířat (denní krmná dávka 15 kg na 1 kus u skotu a 5 kg na 1 kus u prasat). Dalším možným zpracováním je silážování,
- *saturační kaly*, které vznikají při filtraci nasycených cukrovarnických šťáv v množství 6 až 8 % z hmotnosti zpracované cukrové řepy. Z hlediska složení obsahují 50 až 52 % sušiny, 6 až 10 % organických látek, 1 % cukrů, 26 % CaCO₃, 0,2 % N, 0,4 % P₂O₅, 0,2 % K₂O a 2 % MgO. Pro vysoký obsah vápníku jsou tyto kaly velmi hodnotným vápenatým hnojivem. Z hlediska úpravy je prováděno jejich odvodnění na kalolisech, kde je sušina zvýšena na hodnotu 65 %, tak aby byly dobře aplikovatelné na půdu a lépe využitelné,

- *zemité kaly*, které jsou tvořeny zbytky ornice a balastními minerálními látkami, transportovanými do cukrovarů společně s cukrovou řepou. Z bulev cukrové řepy jsou tyto látky odstraňovány na separátorech strojní mechanizace pro vykládání nebo se získávají po sedimentaci plavící vody v plavicích kanálech. V podstatě se jedná o zbytky orné půdy, což charakterizuje její další využití. Tyto kaly jsou po odvodnění navraceny zpět na zemědělské pozemky nebo jsou využívány ke kompostování jako součást kompostovací zakládky,
- *odpadní vody*, které vznikají v různých fázích procesu zpracování cukrové řepy. Řadíme sem odpadní vody plavící, prací, difúzní, kondenzační a z lisování řízků. Nejvíce zatížené jsou odpadní vody difúzní a z lisování řízků, které je nutné bezpodmínečně čistit na podnikové ČOV. Ostatní druhy produkovaných odpadních vod je možné buďto rovněž čistit na podnikové ČOV nebo je možné je využít k závlaze.

5.5 Odpady z lihovarnického průmyslu

V rámci tohoto odvětví jsou produkovány zejména tyto odpady:

- *výpalky*, což je zbytek tzv. zápary (tvořené ztekuceným a zcukernatělým škrobem, následně prokvašeným), zbavené lihu procesem destilace. Výpalky vytékají kontinuálně ze záparové kolony a jsou odčerpávány do výpalkové jímky, odkud jsou následně přečerpány do nákladní cisterny a používány k hnojení zemědělské půdy, do kompostovací zakládky nebo ke krmení hospodářských zvířat,
- *lihovarská šáma*, což jsou vápenato-hořečnaté kaly, které vznikají společně s produkcí výpalků. Šáma je produkována ve dvou formách, jako černá a bílá. Vápník je v šámě obsažen v uhličitanové a hydroxidové formě. Po vysušení je možno šámu používat na zemědělské půdě k vápnění,
- *odpadní vody*, které vznikají při plavení a praní brambor, praní a máčení obilnin, čištění strojního vybavení technologické linky apod. Tyto odpadní vody neobsahují koncentrované znečištění a buďto se čistí na podnikové ČOV nebo je možno je využívat k závlaze.

5.6 Odpady ze škrobárenského průmyslu

V rámci tohoto odvětví jsou produkovány zejména tyto odpady:

- *bramborové zdrtky*, což je zbytek, který se tvoří ve vypírací stanici po vyprání bramborové třenky (rozstrouhaná bramborová hmota). Těchto odpadů je produkováno

asi 3 až 4 % suchých zdrtek z hmotnosti zpracovávaných brambor. Z hlediska využití je možné zdrtky použít ke krmení hospodářských zvířat. Zdrtky obsahují malý podíl bílkovin a vyšší podíl škrobu (30 až 60 %), z tohoto důvodu je při krmení nutno krmnou dávku doplnit bílkovinnými krmivými. Zdrtky se nejčastěji lisují, čímž je dosahováno sušiny v rozmezí 15 až 25 % a následně se přímo zkrmují (s řezankou) nebo se silážují,

- *odpadní vody, které vznikají při plavení a praní plodin.* Tyto odpadní vody obsahují množství nečistot ve formě organických látek (klíčky, zbytky natě apod.) a anorganických látek (zemina, písek). Tyto odpadní vody jsou čištěny pomocí sedimentačních procesů, kdy se odsazená odpadní voda recirkuluje zpět jako plavící voda a sediment se např. kompostuje,
- *technologické odpadní vody z výrobního procesu,* které mají vyšší úroveň obsahu znečišťujících látek a čistí se na podnikové ČOV nebo je lze využívat k závlaze. Pokud je k výrobě škrobu používána kukuřice, pak jsou při zpracování produkovány druhotné odpadní látky jako kukuřičné mláto, klíčky, glutén a pokrutiny.

5.7 Odpady z vinařského průmyslu

V rámci tohoto odvětví jsou produkovány zejména tyto odpady:

- *střapiny,* což jsou zbytky hroznů po odstranění bobulí. Střapiny jsou typické vyšším obsahem celulózy a po vhodné úpravě (sušení, drcení) je lze přidávat do krmných směsí nebo kompostovat,
- *semena,* která obsahují asi 20 % oleje. Olej má příznivý obsah mastných kyselin a lze je získávat extrakcí organickými rozpouštědly a je dobře využitelný v potravinářském průmyslu,
- *výlisky (matoliny),* které vznikají jako zbytek po vylisování moštu ze rmutu (hroznové drti). Výlisky obsahují slupky bobulí, střapiny i semena. Těchto odpadů je produkováno asi 15 až 30 % z hmotnosti zpracovávaných hroznů. Čerstvé výlisky lze využít v malém množství pro krmení hospodářských zvířat (skotu a ovcí), a to buď přímo, nebo až po předchozí extrakci barviv a cukrů horkou okyselenou vodou. V krmné dávce je přípustné pouze omezené množství výlisků, protože obsahují látky jako třísloviny, hořké látky a kyselinu vinnou, které mohou působit zažívací potíže. Vhodnějším způsobem zpracování je zpracování výlisků v rámci výroby destilátů, kdy z nich lze získat 2 až 5 % hmotnostních destilátů. Dalším možným způsobem zpracování je kompostování,

- *kvasničné kaly*, které vznikají po vylisování sedimentovaných kalů a mrtvých kvasinek z prokvašeného moštu na kalolisech. Při tomto zpracování je možno získat asi 50 % nekvalitního vína. Z celkového množství vyrobeného vína je asi 5 % tvořeno čerstvými kvasničnými kaly. Tyto odpady lze zpracovat na destilát, případně z nich vyrábět vinan vápenatý a kyselinu vinnou. Ke krmným účelům jsou kaly nevhodné,
- *vinný kámen*, který se tvoří jako kyselý vinan draselný jako důsledek přidavku stabilizačních látek proti zákalům (např. sorbanu draselného). Vinný kámen je vhodný pro výrobu kyseliny vinné.

6. SANACE PŮD A VOD KONTAMINOVANÝCH ROPNÝMI PRODUKTY

Fungování moderní společnosti je do velké míry založeno na využívání ropy a produktů z ní vyrobených, tzv. ropných látek. Ropné látky jsou v nějaké podobě využívány v každém z oborů lidské činnosti. Přes vysoký stupeň vyspělosti technického vybavení i nepřeborné množství preventivních opatření a bezpečnostních předpisů stále existuje potenciální možnost úniků nebo havárie.

K tomu je potřeba připočítat staré ekologické zátěže. Jedná se všeobecně o pozůstatky provozních úniků nebo havárií v bývalých průmyslových areálech, skladech pohonných hmot chemikálií, doprovodné činnosti důlní i povrchové těžby nerostných surovin, úpravárenství nerostných surovin, armádní aktivity a mnoho náhodných havárií. Všechny uvedené problémy může řešit jediné moderní společnost, která pochopila, že komplexní péče o životní prostředí a nejen řešení akutních problémů spojených s efektivitou výroby a ekonomickým růstem je jedním z nejjasnějších znaků její vyspělosti. Pro účely sanací půd a vod kontaminovaných ropnými produkty bylo vyvinuto široké spektrum sanačních metod. Spektrum dostupných sanačních metod odpovídá širokému spektru chemického složení ropných produktů, rozsáhlému využití v mnoha oborech a činnostech lidské společnosti, různorodostí matric, které mohou být zasaženy i stupni vědeckého poznání aktuálním technickým možnostem, které mohou být uplatněny. Stále probíhající výzkum přináší cestou laboratorních, zkušebních a poloprovozních testů do praxe stále nové možnosti. Cílem této kapitoly je představit ucelený přehled technologií v praxi používaných pro sanace zemín a vod ve spojení s ropnými látkami. Kompletní informace o jejich možnostech a využití však lze získat jen studiem aktuální literatury a sledováním výstupů jednotlivých výzkumných institucí a nabídky firem, které se problematikou sanací zabývají.

Pojem sanace lze definovat jako přijetí opatření k nápravě škod způsobených lidskou (v širším chápání i přírodní) činností na krajině nebo majetku. Sanace zahrnuje samotné odstranění příčin a následků způsobených škod. Nápravná opatření učiněná v krajině se nazývají revitalizace a rekultivace.

Sanace nesaturované zóny

Saturovanou zónou je v hydrogeologii označována zóna nad hladinou podzemní vody, v níž vlhkost w je menší než celková pórovitost n , přičemž tlaková výška $z < 0$. V pórech horninového prostředí je zde přítomna kapalná fáze (voda) ve formě vlhkosti a plynná fáze (půdní vzduch). Pohyb kapalin se děje převážně ve vertikálním směru a pro jeho rychlost je důležitým parametrem právě obsah vlhkosti. V principu podobně se chovají další pevné materiály, především stavební konstrukce, stavební sutě nebo skládky, proto je jejich sanace metodicky řešena společně se sanacemi horninového prostředí.

6.1 Sanace nesaturované zóny *in situ*

In situ je odborný termín pocházející z latiny, který v češtině znamená „v přirozené poloze“, volně použito „na místě“. Je tím myšleno, že se něco vyskytuje na „původním místě“ a tam je to zpracováváno, zkoumáno, v tomto případě sanováno. Opakem *in situ* je *ex situ*, tedy „mimo původní místo“ výskytu. V českých i cizojazyčných odborných textech je tradice psát „*in situ*“ kurzívou tak, aby došlo k odlišení a zvýraznění textu. Možnosti sanace *in situ* zahrnují celou řadu fyzikálních, chemických a biologických postupů používaných buď samostatně, kombinovaně nebo ve spojení s jinými metodami.

Sanace *in situ* zpravidla přináší mnoho problémů. Mezi hlavní problémy patří velmi obtížné až nemožné vytýčení prostorového rozsahu kontaminace a následně zajištění a ověření (prokázání investorům) účinnosti použité metody. Z těchto důvodů je metody *in situ* vhodné navrhnout druhořadě po metodách *ex situ*, a to v místech, kde řešení *ex situ* není možné. Jedná se především o zastavěné průmyslové nebo obytné zóny nebo o případy, kdy nelze dražší sanaci *ex situ* volit z ekonomických důvodů. Ve srovnání se sanacemi *ex situ* vykazují sanace *in situ* menší účinnost.

6.2 Biologické metody *in situ*

Biologické metody používají k degradaci kontaminantů aktivitu mikroorganismů, a to původních (autochtonních) nebo přinesených (alochtonních). Nespornou výhodou všech biologických metod je rozklad nebo transformace kontaminantů přirozenými procesy, bez

vzniku dalších nebezpečných produktů nebo oddělených frakcí. Další výhodou jsou nízké finanční náklady na přirozeně probíhající procesy.

Základním požadavkem pro aplikaci biologických metod je biologická rozložitelnost uvažovaného kontaminantu. Činnost mikroorganismů „pro člověka“ musí být pro tyto mikroorganismy nějakým způsobem výhodná, prakticky se jedná o množení a přežití, které musí být na zájmové lokalitě efektivnější než v okolní hornině. Pro přítomné mikroorganismy musí být zajištěny vhodné životní podmínky, tzn. makrobiotické (N, P) a mikrobiotické (K, Mg, Mn, Fe, aj.) prvky, pH, Eh, vhodná teplota a vlhkost a terminální akceptory elektronů (kyslík, železo, dusík, síra). Mikrobiální procesy mohou probíhat aerobně nebo anaerobně, z toho vychází potřeba nebo škodlivost vzdušného kyslíku. Pro sanaci ropných kontaminací jsou využívány procesy aerobní. Jejich konečnými produkty jsou CO₂, H₂O, biomasa a teplo. Naopak anaerobní procesy vedou často ke vzniku nejasných produktů, jsou pomalejší a velmi citlivé na okolní podmínky.

Obvyklými organismy využitelnými pro biologickou sanaci jsou bakterie, kvasinky, plísně, houby působící bílou hnilobu dřeva a vyšší rostliny (fytoremediace). V prakticky probíhajících procesech lze však využít bakterie pro celý objem horniny nebo vyšší rostliny pro sanaci povrchových vrstev v dostupnosti kořenového systému.

Fytoremediace

Fytoremediace využívá činnosti vyšších rostlin pro degradaci, extrakci nebo imobilizaci polutantů. Dostatečná fytoremediace může probíhat jen v součinnosti s mikroorganismy symbioticky přítomnými v kořenovém systému – rhizoremediace. Fytoremediace je používána pro eliminaci organických i anorganických polutantů. S výhodou lze použít jen rostliny, které rostou rychle, přičemž akumulují dostatečné množství polutantu a následně je lze sklídit a dále zpracovat. Fytoremediace je ze všech dostupných metod in situ nejméně finančně nákladná a současně nejméně náročná na provoz a údržbu a je možné tímto způsobem obsáhnout plošně rozsáhlá území. Nezanedbatelnou výhodou je i estetický přínos pro krajinu jinak zdevastovanou např. povrchovou těžbou nebo pozůstatky rozsáhlých průmyslových areálů. Fytoremediace je obvykle využívána in situ, lze ji však aplikovat na speciálních plochách na převezené zemině nebo sedimentech.

Bioventing

Principem bioventingu je vhánění vzdušného kyslíku do nesaturované zóny. Transport vzdušného kyslíku probíhá kompresory přes ventingové vrty, a to vháněním čerstvých plynů nebo naopak odsáváním půdních plynů. V určitých geometrických uspořádáních lokality lze vzdušiny přivádět jen rozdíly atmosférického tlaku, bez spotřeby elektrické energie. Kyslíku

se přivádí jen tolik, kolik je potřeba pro oxidaci polutantů. Tím je snížena spotřeba energie i těkání polutantů na povrch. Bioventing je použitelný pro degradaci všech aerobně rozložitelných polutantů s rozdělovacím koeficientem oktanol-voda pod $5 \cdot 10^3$, tj. pro ropné uhlovodíky, PAU, aceton, benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny a naftalen. Bioventing lze provádět také jako tzv. kometabolický bioventing, při kterém se společně se vzduchem do vrtu vhání látky podporující aktivitu přítomných mikroorganismů. Tato metoda je velmi účinná, protože v neřízeném průběhu je půdní vzduch spotřebován na oxidaci polutantů a prostředí přechází do anaerobního režimu, čímž se přirozená degradace zastaví.

Podporovaná bioremediace

Tato metoda využívá přítomných autochtonních mikroorganismů, které jsou ve své aktivitě podporovány zapouštěním živných roztoků a dalších podpůrných sloučenin (terminální akceptory elektronů, donory elektronů, povrchově aktivní látky). Horninové prostředí lze také inokulovat vhodnými bakteriálními kmeny. Výsledkem je zvýšená účinnost biologické degradace.

6.3 Fyzikální a chemické metody *in situ*

Kombinace fyzikálních a chemických procesů umožňuje vznik mnoha různorodých sanačních metod založených na různých principech a disponujících různými přednostmi i nedostatky a pohybujících se v různých cenových hladinách. Pravděpodobně nejrozšířenější je metoda ventingu.

Venting

Venting (Soil Vapor Extraction) je jednou z neznámějších, nejpoužívanějších a nejefektivnějších metod sanace nenasycené zóny. Jedná se o odsávání znečištěných půdních plynů v prostoru tzv. podtlakového pole. Podtlakové pole je vytvářeno nad kontaminovaným prostředím soustavou potrubních rozvodů. Odsávaný půdní plyn obsahující těkavé polutanty je přiváděn k dekontaminační stanici, kde je vyčištěn. Tato metoda je využívána *in situ* i *ex situ*. Metoda je vhodná pro odstranění těkavých organických látek, benzenu, toluenu, ethylbenzenu, xylenů i ropných látek, částečně také PAU.

Chemická oxidace

Chemická oxidace *in situ* je relativně novou sanační metodou založenou na infiltraci oxidačního činidla do nenasycené zóny. Ideálními konečnými produkty jsou oxid uhličitý, voda a sloučeniny železa nebo manganu. V podstatě tak nevznikají další nechtěné odpady nebo sloučeniny. Metoda je obecně použitelná pro všechny polutanty, které lze degradovat oxidací. Předností je vysoká rychlost rozkladu, zřetelným nedostatkem však je procesní i

legislativní náročnost při práci s oxidačními činidly. Mezi nejpoužívanější činidla patří manganistan draselný KMnO_4 , manganistan sodný NaMnO_4 , ozon nebo směs peroxidu vodíku H_2O_2 a železnatých iontů označována jako Fentonovo činidlo. S úspěchem je využitelná pro degradaci ropných uhlovodíků, PAU, ale i organických rozpouštědel, chlorovaných ethylenů a alkanů, fenolů, pesticidů, herbicidů, výbušnin.

Praní půdy

Praní (vymývání) půdy je založeno na infiltraci vodných roztoků povrchově aktivních látek vhodných k rozpuštění nebo pozměnění povrchových vlastností polutantů, jedná se tedy o extrakci polutantů. Vzniklý roztok je z horninového prostředí odčerpáván.

Použití metody podmiňuje výborná znalost hydrogeologických podmínek na lokalitě a dostatečné posouzení možných směrů a rychlostí proudění podzemních vod, a tím také rozpuštěných polutantů. Nedostatečná propustnost horninového prostředí vylučuje použití této metody. Metoda je použitelná pro eliminaci ropných uhlovodíků, PAU, benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny, kresoly, fenoly, ale i radionuklidů a toxických kovů. Směsné kontaminace však nelze odstranit jedním rozpouštědlem. Příprava směsných rozpouštědel je však náročná. Metoda je využitelná pro nesaturovanou i saturovanou zónu.

Stabilizace a solidifikace

Stabilizace je převedení polutantů do stabilní chemické vazby, která je málo rozpustná a vytváří pro okolí jen minimální riziko. Solidifikace je převedení materiálu do mechanicky odolné a téměř nepropustné, monolitické struktury. Chemické vazby nemusí být tímto procesem ovlivněny, jsou uzavřeny v okolním materiálu. Obě metody jsou velmi podobné a často do sebe přecházející. V provedení in situ se používají v případech, kdy není těžba materiálů ekonomicky únosná, nebo kdy se nepočítá s dalším intenzivním využívání území. Metod se používá především pro stabilizaci kalů v kalových lagunách a je vhodná pro ošetření nesaturované i saturované zóny. Na kontaminovaných lokalitách je zapracovááno stabilizační nebo solidifikační činidlo. Obvykle se používají hydraulická pojiva (cement), popílky, strusky, vápenný hydrát, někdy asfalty. Metoda je vhodná pro široké spektrum polutantů. Aplikaci musí předcházet dobrá znalost přítomných škodlivin a počítačové modelování a laboratorní testování, pomocí kterého je určeno vhodné činidlo a následně je odvozena jeho odolnost a trvanlivost.

6.4 Sanace nesaturované zóny *ex situ*

Ex situ je odborný termín pocházející z latiny, který v češtině znamená „mimo přirozenou polohu“, volně použito „mimo místo“. Je tím myšleno, že se něco vyskytuje na „mimo

původní místo výskytu“ a je to tedy mimo původní místo výskytu zpracováváno, zkoumáno, v tomto případě sanováno. Opakem *ex situ* je *in situ*, tedy „mimo původní místo“ výskytu. V českých i cizojazyčných odborných textech je tradice psát „*ex situ*“ kurzívou tak, aby došlo k odlišení a zvýraznění textu. Jedná se tedy o technologie čištění vytěžených materiálů, přepravených do vhodného areálu. Obecně jsou metody *ex situ* účinnější, než obdobné metody použité *in situ*. V některých případech je těžba a transport další zátěží (sedimenty, zeminy), v jiných je částí logického postupu, neboť materiál na místě zůstat nemůže (technologické odpady, kaly z výroby, demolice, havárie dopravních prostředků nebo průmyslové havárie).

6.5 Biologické metody *ex situ*

Při sanaci pevných materiálů *ex situ* biologickými materiály se v naprosté většině technologií využívá aerobní degradace. Terminálním akceptorem elektronů je tedy kyslík. Hlavní výhodou těchto procesů zřetelně vyšší rychlost ve srovnání s procesy anaerobními a vznik přirozených produktů: CO₂, H₂O, biomasy a tepla. Kyslík se používá obvykle ve formě vzdušného kyslíku. Čistý kyslík nebo oxidující sloučeniny jsou v těchto případech zbytečně nákladné.

Kompostování

Vytěžený substrát se smíchá s organickým materiálem (odpadní biomasa z údržby zeleně, dřevní štěpka, piliny, sláma, hnůj, kejda aj.) a takto připravená zakládka se umístí do kompostovacího zařízení. Preferován je termofilní biologický rozklad, pro který jsou optimální poměry C:N = 30:1. Do zakládky se intenzivně vhání vzdušný kyslík za stálé kontroly vlhkosti a teploty substrátu. Kompostování lze použít pro degradaci biologicky rozložitelných polutantů. Při navrhování procesu musí být dostatečně známý obsah polutantů, neboť nevhodné složení či vysoké koncentrace mohou vést k zastavení biodegradčních procesů.

Biologické suspenzní systémy

Principem metody je biologické čištění zemin a kalů v suspenzních bioreaktorech. Jemnozrnný materiál je smísen s vodou za výsledného podílu pevného materiálu 10-30 %. Vzniklá suspenze je čištěna v reaktoru nebo v lagunách. Řízení je regulován přínos kyslíku a živin potřebných pro mikroorganismy, pH, teplota, příp. další fyzikální a chemické parametry. Metoda je vysoce účinná pro čištění materiálů silně kontaminovaných ropnými látkami, organickými rozpouštědly, pesticidy, herbicidy atd. Postup čištění a výsledky lze velmi dobře kontrolovat. Reaktory lze provozovat i v anaerobních podmínkách nebo lze

použit i postupné čištění nejprve v anaerobních, poté v aerobních podmínkách. Metoda je však prodražena těžbou, transportem, přípravou materiálů a provozováním reaktorů.

Fyzikální a chemické metody ex situ

Chemické metody pracují na principu extrakce polutantů z čištěných materiálů. Fyzikální metody jsou používány pro přípravu těchto materiálů např. drcením, mletím a gravitačním síťováním, kdy je vydělena nejjemnější frakce obsahující nejvyšší koncentrace polutantů.

Extrakce

Extrakce je oddělení polutantů ze zemin, kalů, sedimentů nebo demoličních sutí. Pro extrahování jsou používány organická rozpouštědla, do kterých ochotně přechází celá řada polutantů v nich rozpustných. Nutností je požití vhodného činidla pro uvažované polutanty. V následném procesu jsou rozpouštědla oddělena od pevné fáze. Hlavní nevýhodou metody je nutnost dalších operací, při kterých jsou z pevných materiálů odstraněny zbytky extrakčního činidla, a čištění samotného činidla, které je výhodné recyklovat. Investiční náklady do technologického vybavení jsou příliš vysoké.

Praní zemin a demoličních sutí

Při praní jsou polutanty vymývány vodou nebo vodou s povrchově aktivními látkami (na rozdíl od extrakce, kdy jsou polutanty rozpouštěny do rozpouštědla). Anorganické i organické polutanty díky své schopnosti vázat se na nejjemnější části horniny (jíly, organickou hmotu) mohou být z materiálu vyprány ve formě suspenze společně s těmito částicemi. Praní zemin lze využít pro čištění od ropných látek, a těžkých kovů, příp. některých dalších organických látek a pesticidů. Nevýhodou je nutnost dalšího čištění technologických vod. V případě směsných kontaminací není jednoduché připravit správný vypírací roztok. Proces je soustředěn na nejjemnější části materiálu a celková efektivita tedy není vysoká.

Stabilizace a solidifikace

Podstata metody je shodná s metodou prováděnou *in situ*, tedy jde o převedení polutantů do stabilní chemické vazby, která je málo rozpustná a vytváří pro okolí jen minimální riziko. Solidifikace je převedení materiálu do mechanicky odolné a téměř nepropustné, monolitické struktury. Chemické vazby nemusí být tímto procesem ovlivněny, jsou uzavřeny v okolním materiálu. Obě metody jsou velmi podobné a často do sebe přecházející. Činidla jsou zapracovávána na lokalitách při těžbě materiálu nebo až po přepravení do zpracujícího provozu. Obvykle se používají hydraulická pojiva (cement), popílky, strusky, vápenný hydrát, někdy asfalty. Metoda je vhodná pro široké spektrum polutantů. Aplikaci musí předcházet

dobrá znalost přítomných škodlivin a počítačové modelování a laboratorní testování, pomocí kterého je určeno vhodné činidlo a následně je odvozena jeho odolnost a trvanlivost.

Spalování

Spalování za přítomnosti kyslíku při teplotách 870 -1200 °C se používá pro likvidaci těžce rozložitelných organických látek. Chemickým principem je oxidace za vzniku CO₂ a H₂O. Spalovací metody jsou vysoce účinné, ještě vyšší účinnosti je dosahováno čištěním spalin, které je navíc nutné z pohledu ochrany ovzduší. Metody se primárně používají pro likvidaci zvláště odolných polutantů (chlorované uhlovodíky, polychlorované bifenyly, dioxiny aj.), v případě ropných látek a organických rozpouštědel je využívána také možnost přínosu energie z hoření těchto látek např. při spalování v cementářských pecích. V jiných případech je však nutné podpurná paliva dodávat.

Nejrozšířenější spalovací technologií jsou rotační pece. Jedná se o mírně nakloněné ocelové válce se žáruvzdornou vyzdívkou umožňující provoz do cca 1200 °C. Dalšími možnostmi jsou cirkulační spalovací komory, cirkulační fluidní vrstvy nebo infračervené spalování. Do jisté míry může být spalování součástí jiného výrobního procesu, např. při výrobě cementu v cementářských pecích, při výrobě železa ve vysokých pecích nebo při výrobě elektrické energie v elektrárenských kotlích. Tyto postupy se pak mohou prosadit díky nízké finanční náročnosti, příp. i ziskovosti.

Termická desorpce

Termická desorpce je obdobou spalování, kdy je kontaminovaný materiál tepelně upraven. Pro nízkoteplotní desorpce jsou používány teploty 90-320 °C, pro vysokoteplotní do 600 °C po dobu 15-20 minut. Při tomto procesu se mechanické vlastnosti materiálu mění jen minimálně, takže materiál může být znovu vyžit pro remediaci postižené lokality. Nutností této technologie je čištění uvolněných plynů.

Sanace saturované zóny a podzemních vod

Saturovaná zóna se nachází v horninovém prostředí, kde tlaková výška $z > 0$ a obsah vlhkosti w je roven celkové pórovitosti n . Veškerý pórový prostor je tedy vyplněn podzemní vodou. Voda se zde pohybuje vlivem hydraulického gradientu. Pro saturovanou zónu se také používá pojem zvodněný kolektor, kolektor nebo zvodeň.

6.6 Sanace saturované zóny a vod *in situ*

Vzhledem k povaze saturované zóny a výskytů značných objemů podzemních vod jsou metody *in situ* pro čištění podzemních vod nejrozšířenější. Opět se jedná o fyzikální,

chemické, biologické a kombinované metody čištění. Řada metod je v principu shodných s metodami sanace nenasycované zóny.

6.7 Biologické metody *in situ*

Biologické metody přímo souvisí s tzv. přirozenou atenuací, při které jsou polutanty přirozeně odbourávány. Při tímto způsobu čištění jsou využívány přirozené biologické procesy, při kterých vznikají přirozené produkty, které již není nutné dále zpracovávat nebo čistit. Biologické metody jsou při vyšších koncentracích polutantů pomalejší ve srovnání s metodami fyzikálními a chemickými.

Hlavní metodou je *podporovaná bioremediace*, která je založena na mikrobiální aktivitě podpořené optimalizací fyzikálně-chemických podmínek. Optimalizace spočívá v úpravě pH, Eh, dodávání výživy v podobě makrobiotických i mikrobiotických prvků, dodávání terminálních akceptorů elektronů. Metody lze použít pro rozklad – atenuaci celé řady organických sloučenin a anorganických dusičnanů a síranů.

Podobnou metodou je *biosparing*, při kterém je do podzemní vody vháněn vzdušný kyslík. Kyslík se stává terminálním akceptorem elektronů nutným pro oxidaci polutantů. V některých případech lze vhánět také propan, butan nebo metan, které slouží jako kometabolický substrát pro výživu mikroorganismů. Metody lze použít pro rozklad – atenuaci celé především těkavých organických sloučenin a ropných látek.

6.8 Fyzikální a chemické metody *in situ*

Kombinace fyzikálních a chemických procesů umožňuje vznik mnoha různorodých sanačních metod založených na různých principech a disponujících různými přednostmi i nedostatky a pohybujících se v různých cenových hladinách. Pravděpodobně nejrozšířenější je metoda *air sparing*.

Air sparing je založen na principu vhánění vzduchu pod hladinu podzemních vod. Po reakci v nasycované zóně vzduch opouští podzemní vodu a přechází do nenasycované zóny, kde ve své aktivitě pokračuje a de facto plynule přechází do principu metody ventingu. Vhánění vzduchu podporuje přirozené biodegradační procesy. Metoda je účinná pro degradaci ropných látek, těkavých organických látek, příp. chlorovaných uhlovodíků.

Chemická oxidace je založena na vhánění oxidačních činidel ve formě vodného roztoku do podzemních vod. Mezi nejpoužívanější činidla patří manganistan draselný KMnO_4 , manganistan sodný NaMnO_4 , peroxidvojsíransodný, ozon nebo směs peroxidu vodíku H_2O_2 a železnatých iontů označována jako Fentonovo činidlo. Přirozenými konečnými produkty jsou

oxid uhličitý, voda a sloučeniny železa nebo manganu. Metoda je obecně použitelná pro všechny polutanty, které lze degradovat oxidací.

6.9 Sanace saturované zóny a vod *ex situ*

Vzhledem k nutnosti přepravit vodu do vhodného sanačního areálu jsou metody *ex situ* omezeny jen na čištění vod od dobře rozpustných nebo s vodou nemísitelných, ale kapalných polutantů. Polutanty uchycené na horninová zrna zůstávají v tomto případě na původním místě výskytu. I přesto mohou být metody *ex situ* zajímavé, neboť umožňují mnohem detailnější řízení procesu i provádění jeho kontroly. Mimo podzemní vody čerpané na povrch jsou takto čištěny průsaky ze skládek a odpadů, technologické vody, nebo vody vznikající při jiných sanačních postupech.

6.10 Biologické metody *ex situ*

Biologické metody mohou být soustředěny do *biologických reaktorů* nejrůznějších technických variant. Časté jsou reaktory s mikroorganismy suspendovanými v kontaminované vodě nebo s mikroorganismy narostnými na biofilmu. Reaktory mohou pracovat v aerobních i v anaerobních podmínkách nebo lze použít i postupné čištění nejprve v anaerobních a poté v aerobních podmínkách. Podstatnou a moderní výbavou všech reaktorů je rozsáhlý systém řízení a on-line monitorování provozních stavů napomáhající vysoké efektivitě čištění. Díky různým sestavám a kombinacím technických řešení i biologických náplní mohou reaktory eliminovat velmi široké spektrum organických polutantů.

Druhou významnou skupinou využívajících biologické metody jsou *kořenové čistírny*, tzv. *umělé mokřady*. Tyto areály využívají pro čištění povrchových i podzemních vod uměle připravené mokřady, kde se uplatňují přirozené geochemické a biologické reakce. Podstatnou složkou mokřadů jsou cévnaté rostliny, ale také mikroorganismy. Umělé mokřady jsou vhodnější pro odstranění anorganické kontaminace vod, eliminace organických polutantů je omezena.

6.11 Fyzikální a chemické metody *ex situ*

Kombinace fyzikálních a chemických procesů umožňuje vznik mnoha různorodých sanačních metod založených na různých principech zahrnujících gravitační dělení, stripping, oxidaci, srážení, flotaci, flokulaci, koagulaci, adsorpci a desorpci.

Vzhledem k neobyčejně širokému spektru všech možných metod a jejich kombinací a současně k dobré dostupnosti vyčerpaných vod lze těmito metodami odstranit jakékoliv anorganické i organické polutanty, a to buď současně, nebo postupně.

Mezi nejpoužívanější metody patří *air stripping*, při kterém jsou těkavé látky ve speciálních věžích uvolňovány z vody do plynné fáze. Adsorpce a desorpce probíhají řízeně za pužití vhodných činidel na rozhraních různých fází. *Chemická oxidace* umožňuje oxidovat všechny oxidovatelné polutanty. *Koagulace a flokulace* napomáhá odstranit část polutantů ve formě vloček vznikajících po přidání koagulačních a floukulačních činidel. Vzniklé vločky jsou poté odděleny od vody. *Flotace* je zaměřena na využití rozdílné smáčivosti materiálů, kdy jsou odděleny hydrofobní a hydrofilní částice.

SEZNAM LITERATURY

- FILIP, J. *Odpadové hospodářství*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2002. 118 s. ISBN 80-7157-608-5.
- FILIP, J., ORAL, J. *Odpadové hospodářství II*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2003. 78 s. ISBN 80-7157-682-4.
- FILIP, J., BOŽEK, F., KOTOVICOVÁ, J. *Komunální odpad a skládkování*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2003. 128 s. ISBN 80-7157-712-X.
- KÁRA, J., PASTOREK, Z., PŘIBYL, E. *Výroba a využití bioplynu v zemědělství*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, v.v.i., 2007. 117 s. ISBN 978-80-86884-28-8.
- KURAŠ, M., DIRNER, V., SLIVKA, V., BŘEZINA, M. *Odpadové hospodářství*. Chrudim: vodní zdroje Ekomonitor, 2008. ISBN 978-80-86832-34-0.
- MALAŤÁK, J., VACULÍK, P. *Technologická zařízení staveb odpadového hospodářství – zpracování biologicky rozložitelných odpadů*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2008. 178 s. ISBN 978-80-213-1747-5.
- MALAŤÁK, J., VACULÍK, P. *Biomasa pro výrobu energie*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2008. 206 s. ISBN 978-80-213-1810-6.
- OCHRANA, L. *Kotle a výměníky tepla*. Brno: Nakladatelství VUT CERM, 2004. 86 s. ISBN 80-214-2847-3.
- PASTOREK, Z., KÁRA, J., JEVIČ, P. *Biomasa obnovitelný zdroj energie*. Praha: FCC PUBLIC, 2004. 288 s. ISBN 80-86534-06-5.
- VÁŇA, J., HANČ, A., HABART, J. *Pevné odpady*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2009. 190 s. ISBN 978-80-213-1992-9.
- VÍTĚZ, T., GRODA, B. *Čištění a čistírny odpadních vod*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2008. 126 s. ISBN 978-8073751807.
- VOŠTOVÁ, J. *Zpracování pevných odpadů II*. Praha: Nakladatelství ČVUT, 2006. 95 s. ISBN 80-01-03488-7.
- ZEMÁNEK, P., BURG, P., KOLLÁROVÁ, M., PLÍVA, P. *Biologicky rozložitelný odpad a kompostování*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, v.v.i., 2010. 113 s. ISBN 978-80-86884-52-3.

| | |
|---------------------|---|
| Autor | Ing. Petr Junga, Ph.D. doc. Ing. Tomáš Vítěz, Ph.D. doc. Mgr. Monika Vítězová, Ph.D. Mgr. Milan Geršl, Ph.D. |
| Název titulu | TECHNIKA PRO ZPRACOVÁNÍ ODPADŮ II |
| Vydavatel | Mendelova univerzita v Brně Zemědělská 1, 613 00 Brno |
| Vydání | První, 2015 |
| Náklad | 200 ks |
| Počet stran | 154 |
| Tisk | ASTRON studio CZ, a.s.; Veselská 699, 199 00 Praha 9 Neprošlo jazykovou úpravou. |
| ISBN | 978-80-7509-208-3 |
| ISBN | 978-80-7509-209-0 (soubor) |
| ISBN | 978-80-7509-207-6 (I. díl) |

Tato publikace je spolufinancována z Evropského sociálního fondu a státního rozpočtu České republiky.

Byla vydána za podpory projektu OP VK CZ.1.07/2.2.00/28.0302 Inovace studijních programů AF a ZF MENDELU směřující k vytvoření mezioborové integrace.



MINISTERSTVO ŠKOLSTVÍ,
MLÁDEŽE A TĚLOVÝCHOVY



OP Vzdělávání
pro konkurenceschopnost



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ