

REDUKCIA AMONIAKU Z ODVÁDZANÉHO VZDUCHU Z OBJEKTOV USTAJNENIA ZVIERAT REDUCTION OF AMMONIA IN THE WASTE AIR FROM ANIMAL HOUSINGS

Galajda, R., Krajňák, M.¹, Ondrašovič, M.¹, Novák, P.², Ntimpirangeza, M.¹

Vojenský veterinárny ústav, Kukučínova 2, 040 01 Košice

¹*Univerzita veterinárnej medicíny, Komenského 73, 041 81 Košice*

²*Ústav zoohygieny Fakulty veterinární hygieny a ekologie VFU Brno*

Abstrakt

The paper discusses the use of biofilters for the treatment of waste air from animal houses. The sorption capacity of various filtration materials is compared together with the effect of some additive substances and starting cultures. Results of experiments stress the necessity for optimum ranges of water content in the filtering material and show the effect of pH and temperature on microbial processes in the biofilter substrate.

Úvod

Zníženie emisií zo živočíšnej výroby možno dosiahnuť jednak základnými opatreniami, ku ktorým patrí predovšetkým integrácia živočíšnej a rastlinnej výroby a jednak opatreniami, ktoré sa sústreďujú na zníženie emisií amoniaku z maštalných priestorov, pri manipulácii a skladovaní exkrementov a predovšetkým pri aplikácii hnoja a hnojovice na poľnohospodársku pôdu.

Materiál a metódy

1. Experimenty uskutočnené v laboratórnych podmienkach

Úvodná časť experimentov bola zameraná na testovanie viacerých druhov filtračných materiálov ako nosičov mikroorganizmov podieľajúcich sa na čistení vzduchu, aditívnych látok a štartovacích bakteriálnych kultúr určených pre využitie pri biologickom čistení odpadového vzduchu. Cieľom pokusov bolo získať predstavu o procesoch prebiehajúcich pri biologickom čistení vzduchu, špecifikovať výber spomínaných látok tak, aby sa získali údaje pre prípravu poloprevádzkových pokusov.

V pokuse boli použité 4 sklenené akváriá o rozmeroch 20 x 40 x 30 cm s vymeniteľnou vložkou so sieťovým dnom, určenou na zachytenie a manipuláciu s filtračným materiálom. Ako komponenty filtračnej zmesi boli použité nasledovné materiály: vrchovisková rašelina (obsah organických látok 97,6- 98,8 %, pôvod rašeliny – Suchá Hora), rezaná slama o dĺžke 1,5-2 cm a hrúbke 0,2-0,3 cm, drevené hobliny a práškový zeolit . Kontrolu tvoril filtračný materiál z biofiltra prevádzkovaného pri Kafilérii a.s. Senec. Filtračný substrát pozostávajúci zo zmesi rašeliny a drvenej dubovej kôry, bol odobratý z biofiltra Kafilérie a.s. Senec 12 hodín pred jeho použitím v našom experimente. Ako zdroj zápachu bol použitý 25 % vodný roztok amoniaku. K zdroju odpadového vzduchu bol inštalovaný prevzdušňovací motorček, ktorým sa privádzal znečistený vzduch do akvárií pod filtračnú vrstvu.

Mikrobiologická inokulácia bola volená nasledovne:

- akvárium č.1 - substrát z biofiltra Kafilérie Senec - kontrola

- akvárium č.2 – aerosolom na všetky vrstvy bola aplikovaná zmesná kultúra, získaná preplachovaním vzorky z Kafilerie Senec vo fyziologickom roztoku a následným pomnožením v živnom bujóne

- akvárium č 3 - ponechaná pôvodná mikroflóra, osídľujúca použitý filtračný materiál

- akvárium č.4 - filtračný materiál bol sterilizovaný autoklávaním Vlhkosť vo filtračných materiáloch vo všetkých akváriách bola udržiavaná rosením mechanickým rozprašovačom 2x denne. Experimenty boli vykonávané pri teplote v rozsahu 22 - 25⁰ C. V priebehu pokusu bola porovnávaním koncentrácií amoniaku vo vzduchu pred vstupom do biofiltra a po výstupe z neho hodnotená účinnosť čistenia vzduchu vyjadrená poklesom obsahu amoniaku vo vzduchu.

Účinnosť (u%) sme vypočítali pomocou vzorca $u (\%) = (1 - \frac{C_{vy}}{C_{vs}}) \cdot 100 (\%)$, kde C_{vy} je koncentrácia amoniaku nameraná vo vzduchu po prechode filtračnou vrstvou biofiltra a C_{vs} je koncentrácia amoniaku v odpadovom vzduchu pred vstupom do biofiltra (WECKHUYSSEN, 1994).

Analýza bola vykonaná metódou odmerného stanovenia podľa postupu uvedeného v STN 83 4728, pričom na odber vzoriek vzduchu bol použitý prístroj Emimat - OH 602, s nastaviteľným objemom prietoku vzduchu za časovú jednotku. Ako absorpčný roztok bol použitý 0,01 N H_2SO_4 a ako titračný roztok 0,01N NaOH. V rámci mikrobiologického vyšetrenia filtračného substrátu boli zisťované celkové počty mezofilných zárodkov podľa zásad uvedených v STN 83 0531.

2. Experimenty uskutočnené v poloprevádzkových podmienkach

2.1. Experimenty s biologickým čistením vzduchu z chovu králikov

Za účelom praktického hodnotenia problematiky bol inštalovaný experimentálny model biofiltra v areáli zverinca VÚVM Košice. Odpadový vzduch intenzívneho zápachu bol do biofiltra privádzaný z miestnosti s králikmi chovanými v klietkach, pričom na prívod vzduchu sa využil podtlakový ventilátor typ FALAX 31,5 - 72/4, umiestnený v obvodovej stene miestnosti, ktorý vŕhal vzduch cez prívodné potrubie do biofiltra umiestneného mimo objektu. V biofiltri vo forme kovovej nádrže o objeme cca. 0,7 m³ bola na dno umiestnená kovová sieť podložená drevenými hranolmi, na ktorú bol navrstvený filtračný materiál o objeme 150 l a výške vrstvy 25 cm. V jednotlivých etapách experimentu boli testované filtračné zmesi rôzneho zloženia. V prvej etape sa vyskúšala zmes rašeliny, kôrovej drte a zeminy. Postupovalo sa tak, že kôrová drť, ktorá sa vyznačovala hrubšou štruktúrou bola nasýpaná v tenkej vrstve (5 cm) na kovovú sieť a na ňu sa nasypala vrstva rašeliny premiešaná s malým množstvom zeminy v pomere 15 : 1. V druhej etape boli kvôli lepšiemu udržaniu vlhkosti filtračného materiálu pridané okrem týchto zložiek aj kokosové vlákna v pomere 15: 1 : 3. Boli použité zlisované kokosové vlákna vo forme brikety (prípravok Lignocel).V tretej etape bola použitá filtračnú zmes rovnakého zloženia a pomeru komponentov ako v druhej etape a filtračná plocha bola rozdelená na dve polovice. Do jednej polovice sa pridala ako štartovaciu kultúra enzymatický prípravok Envistim, druhú polovicu biofiltra bola naplnená bez prídavku Envistimu ako kontrola. Povrch filtračného materiálu bol pravidelne zvlhčovaný, tak aby sa vlhkosť filtračného materiálu udržiavala v rozpätí 50 - 75 %. Odpadový vzduch bol privádzaný do spodnej časti biofiltra tak, aby prúdil zdola nahor cez vrstvu filtračného materiálu. Teplota v substráte biofiltra bola meraná digitálnym registračným teplomerom COMET TZ 2 so sondami umiestnenými v rôznych vrstvách filtračného materiálu. Vyšetrenia fyzikálno - chemických parametrov filtračného materiálu: pH, sušiny, amoniakálneho dusíka, celkového dusíka a dusičnanového dusíka boli vykonané podľa STN 83 0540, (1982). Uskutočnené boli tiež merania obsahu amoniaku vo vzduchu privádzanom do biofiltra a po výstupe z neho.

Analýzu bola vykonaná metódou odmerného stanovenia podľa postupu uvedeného v STN 83 4728, (1986) pričom na odber vzoriek vzduchu bol použitý prístroj EMIMAT OH – 602 .

V rámci mikrobiologického vyšetrenia filtračného substrátu boli zisťované celkové počty mezofilných a psychrofilných zárodkov podľa zásad uvedených v STN 83 0531, (1978). Počty nitrifikačných baktérii vo filtračnom materiáli boli stanovované semikvantitatívnou metódou po kultivácii na selektívnej tekutej Vinogradského pôde, a vyhodnotený bol titer nitrifikačných baktérii kolorimetrickým odčítaním (ŠTĚPÁNEK, 1982; MANDELÍKOVÁ, 1996).

2.2. Experimenty s biologickým čistením vzduchu z chovu moriek

Na prívod vzduchu do experimentálneho biofiltra bol použitý stropný ventilátor typu VE - V1- 465.12, ktorým sa privádzal na biofilter vzduch z miestnosti určenej na chov hrabavej hydiny . V miestnosti sa nachádzalo 20 moriek chovaných na podstielke z pilín. Biofilter bol umiestnený do podkrovnej miestnosti cez ktorú prechádzalo výfukové potrubie končiacé výfukovou hlavicou na streche objektu . Trubicou pripojenou k otvoru na výfukovom potrubí bol prúd vzduchu odvádzaný priamo do spodnej časti biofiltra. Súčasťou celého systému bolo zariadenie umožňujúce regulovanie objemu vzduchu prichádzajúceho do biofiltra. Ústredné kúrenie v miestnosti zabezpečovalo zachovanie optimálnych teplotných pomerov vo filtračnom substráte, nezávisle od vonkajších teplôt.

V jednotlivých etapách experimentu boli uskutočnené testovania rôznych zmesí filtračných substrátov. V tomto experimente bol biofilter naplnený filtračným materiálom o objeme 250 l a výške vrstvy 40 cm, čo bolo takmer raz toľko ako v predchádzajúcom experimente, v záujme udržania optimálnych vlhkostných pomerov v biofiltri. V prvej etape bola použitá zmes rašeliny, vyschnutého borovicového raždia a zeminy v pomere 15 : 2 : 1. Kôrová drvina rovnako ako pri experimente s čistením vzduchu z chovu králikov, bola použitá ako spodná vrstva, nasypaná priamo na kovovú sieť. V druhej etape bol pridaný do zmesi okrem spomínaných zložiek aj práškový zeolit (zloženie zmesi v pomere - 15 : 2 : 2 : 1 : 3) v snahe otestovať pufrovacie schopnosti biofiltra pri väčšom zaťažení a súčasne bol zvýšený objem vzduchu prichádzajúceho do biofiltra. Použitý bol práškový zeolit rovnakého pôvodu a zloženia ako pri experimentoch uskutočnených v laboratórnych podmienkach. V tretej etape bola filtračná plocha rozdelená na dve polovice, pričom v oboch bola použitá zmes zložená z rovnakých komponentov ako v prvej etape s tým rozdielom, že miesto zeminy sa v jednej polovici do filtračného substrátu pridala ako štartovacia kultúra filtračný materiál z biofiltra Kafilérie a.s. Senec a v druhej čerstvý aktívny kal z ČOV pri farme ošipaných Košická Polianka (zloženie zmesi v pomere - 15: 2: 2:1) Starostlivosť o filtračný materiál a údržba biofiltra bola rovnaká ako v predchádzajúcom experimente.

Pri vyšetrovaní filtračných materiálov boli stanovované rovnaké ukazovatele ako v predchádzajúcom experimente pri použití rovnakých metodík. Rozdielne bolo určovanie koncentrácie amoniaku vo vzduchu, pri ktorom boli použité detekčné trubičky s rozsahom merania od 0 do 100 ppm a mechanická presávací pumpa značky Dräger. Rozdiel bol aj pri kvantitatívnom stanovení nitrifikačných baktérii vo filtračnom materiáli. V tomto experimente bola použitá pevná selektívna pôda podľa Vinogradského, na ktorej sa stanovovali celkové počty kolónií nitrifikačných baktérii (ŠTĚPÁNEK, 1982).

Výsledky a diskusia

Úvod do problematiky

Živočíšna výroba môže byť zdrojom emisií rôzneho zloženia, najmä vo forme odpadových plynov, ktoré sú emitované núteným alebo prirodzeným vetraním z maštálí,

alebo z priestorov pre skladovanie druhotných surovín, maštalnej prevádzky (hnojiská, nádrže na skladovanie hnojovice a močovky, silážne priestory atď.). Zvlášť pri bezpodstielkovom ustajnení hospodárskych zvierat s produkciou hnojovice v dôsledku prevažne anaeróbných rozkladných procesov vznikajú tzv. zápachové plyny, ktoré sa môžu šíriť do značných vzdialeností. Ďalšie zdroje plynných, prašných, a iných nečistôt z poľnohospodárskej výroby môžu vzniknúť pri spracovaní odpadov a druhotných surovín v kafilériách, potravinárskych závodoch, agrochemických centrách a pod. (ZEMAN, 1988) .

Šírenie zápachu pochádzajúceho zo živočíšnych fariem situovaných v blízkosti obydli, predstavuje v súčasnosti závažný problém súvisiaci so zvyšujúcim sa ekologickým povedomím obyvateľstva. Chemické znečistenie maštalného vzduchu spôsobujú najmä tzv. klasické škodlivé plyny ako amoniak a sírovodík, príp. aj oxid uhličitý, metán a oxid uhoľnatý. Z ďalších plynov, zaradených k tzv. zápachajúcim látkam, maštalný vzduch obsahuje najmä alifatické zlúčeniny, (napr. alkylamíny a merkaptány), fenol, alkoholy, karbonylové zlúčeniny a heterocyklické zlúčeniny dusíka (napr. indol a skatol) . Súhrne ich môžeme označiť ako prchavé organické zlúčeniny, nachádzajúce sa v maštalnom vzduchu v stopových koncentráciách , t.j. pod 1mg.kg^{-1} (ONDRAŠOVIČ a kol., 1996).

HARTUNG (1992) uvádza výskyt 136 plynných zlúčenín nachádzajúcich sa v maštalnom vzduchu. Najdôležitejšie plynné polutanty z hľadiska ich dopadu na životné prostredie udáva nasledovne:

Typ emisie	Enviromentálny dopad
amoniak	- prispieva ku kyslým dažďom, - rozvrat prírodného ekosystému prídavkom dusíka - zvýšenie potreby umelých dusíkatých hnojív
metán, oxid uhličitý	- plyny tvoriace skleníkový efekt
oxid dusný	- poškodzuje ozónovú vrstvu
sírovodík	- toxický, nepríjemný

Významným kontaminantom ovzdušia je amoniak, produkt živočíšnej výroby. Jeho emisie sú jednak ekologickým nebezpečenstvom a tiež dochádza k strate nutričnej zložky exkrementov. Amoniak uvoľňovaný do maštalného ovzdušia pôsobí toxicky na ustajnené zvieratá a hrá významnú úlohu aj pri šírení aerogénnych infekcií (ONDRAŠOVIČ a kol., 1996). ISERMANN, (1992) uvádza, že 98 % celkových amoniakálnych antropogénnych emisií je produkovaných poľnohospodárskou výrobou a najmä jej živočíšnou zložkou. Amoniak, ktorého zdrojom sú organické látky obsahujúce dusík, je produkovaný bakteriálnou a enzymatickou činnosťou.

K najväčšiemu uvoľňovaniu tohto kontaminantu a k jeho vstupu do ovzdušia dochádza pri zhromažďovaní a uskladnení exkrementov, pri manipulácii s nimi, a pri ich aplikácii do pôdy. (PHILLIPS, 1993).

Ako uvádza VAN DER WEGHE, (1993) amoniakálny podiel dusíka sa podieľa na dusíkatej frakcii hnojovice približne 60 %. Miera prchania amoniaku za časovú jednotku je určovaná celým radom faktorov, medzi ktoré patria : obsah celkového dusíka, koncentrácia NH_4 , pH, teplota, rozdiel parciálnych tlakov medzi tekutou a plynnou fázou, rýchlosť difúzie v smere hraničnej plochy a veľkosť emitujúcej plochy.

Intenzifikácia živočíšnej výroby predstavuje ďalší faktor napomáhajúci zvýšenej tvorbe a emisii amoniaku, keďže sa pri nej využívajú krmivá bohaté na proteíny, čo samozrejme vedie, ako to prezentuje vo svojej práci aj ISERMANN, (1990) k zvýšenej produkcii dusíkatých látok a teda aj amoniaku. Vyššie využitie proteínov krmiva má za následok nižšiu exkréciu močoviny a kyseliny močovej. Hlavná konverzia močoviny na amoniak prebieha počas 24 hodín od vylúčenia. Páchnuce komponenty, zvlášť aromatické zlúčeniny, ako fenol, krezol a toluén sú produktami trávenia bielkovín.

Európske centrum pre ekotoxikológiu a toxikológiu chemikálii (ECETOC, 1994), so sídlom v Bruseli, vo svojej správe označuje poľnohospodárstvo ako hlavný zdroj emisií amoniaku.

Podľa MONTENYHO, (1990) predstavujú emisie amoniaku v období od januára do mája 1 kg mesačne na jednu dojniciu pri ustajnení na roštoch. Chovy ošípaných predstavujú ďalších významných producentov amoniaku. Napríklad podľa ASMANA a VAN JARVELDA, (1990) z objektov výkrmu ošípaných s núteným vetraním sú vylúčené 3 kg amoniaku ročne z jedného krmneho miesta. Porovnanie emisie amoniaku a uvoľňovania zápachajúcich látok v závislosti na čase aplikácie hnojovice ošípaných do pôdy a na druhu pôdy sa zaoberali PAIN a PHILLIPS, (1993).

Ďalším kontaminantom ovzdušia, ktorého producentom je živočíšna výroba, je metán. Tento plyn je po oxide uhličitom najvýznamnejším kontaminantom prispievajúcim ku skleníkovému efektu (HANSEN a JORGENSEN, 1991). Emisie metánu podľa TOLGYESSYHO, (1989) predstavuje pokiaľ ide o poľnohospodársku činnosť, asi 42 % celkovej produkcie. Poľnohospodárstvo je okrem toho i hlavným producentom emisií oxidu dusného, produkujúcim okolo 36 % jeho celkových emisií (ISERMANN, 1992). Pokiaľ ide o emisie oxidu uhličitého, podiel poľnohospodárskej produkcie na jeho globálnych antropogénnych emisiách predstavuje asi 4 %.

Sírovodík vzniká anaeróbnym rozkladom bielkovín. Jeho výskyt v bežných prevádzkových jednotkách sa obmedzuje iba na maštale, ktoré sú na veľmi nízkej zoohygienickej úrovni. Väčšie množstvo sírovodíka sa môže uvoľniť pri manipulácii s hnojovicou po jej dlhšom pretrvávaní v podroštových kanáloch, najmä v chovoch ošípaných (ONDRAŠOVIČ, 1996).

Z uvedeného je zrejmé, že poľnohospodárstvo, a najmä živočíšna výroba prispievajú významnou mierou k produkcii plyných kontaminantov znečisťujúcich životné prostredie. Keďže zvláštnu skupinu plyných kontaminantov tvoria zlúčeniny nepríjemného zápachu, zamerali sme sa v našej práci na štúdium možností eliminácie týchto látok aplikáciou biotechnologických postupov pri využití biofiltrov.

Enviromentálne dôsledky emisií amoniaku z poľnohospodárstva

Priamy dôsledok emisií amoniaku zo živočíšnych odpadov do atmosféry je významná strata dusíka v rastlinnej výrobe. Uvoľňovanie amoniaku je hlavnou cestou straty dusíka zo živočíšnych fariem. Dochádza tým k strate cennej dusíkatej zložky exkrementov, ktorú je nutné nahradiť umelými hnojivami. Depozície amoniaku spoločne s oxidmi dusíka vytvárajú zaťaženie pôdneho a vodného ekosystému dusíkom. Emisie amoniaku prispievajú k acidifikácii pôdy, ak dôjde k jeho nitrifikácii a vylúhovaniu, eutrofizačný efekt dusíka znižuje biodiverzitu. Keďže amoniak je veľmi dobre rozpustný vo vode, je zachytávaný oblakmi a vracia sa s dažďom na zemský povrch, alebo sa vyskytuje vo forme emisie blízko zdroja. Ak sa vyskytuje ako hlavná zložka emisií v atmosfére, vytvára kyslé plyny a môže byť transportovaný na veľké vzdialenosti, zvlášť pri absencii oblačnosti. Dôsledky prenosu emisií na veľké vzdialenosti možno pozorovať aj na našom území, kde sa okrem emisií z domácich zdrojov kumulujú aj škodliviny z diaľkového prenosu, najmä z Poľska, východných častí Nemecka a Česka, čo zapríčinilo situáciu, že v roku 1989 sa na Slovensku prejavovali symptómy poškodenia na vyše 85 % lesa. Imisné typy amoniaku prevládajú u nás v okolí veľkých chovov hospodárskych zvierat v návaznosti na priemyselné závody, napr. Chemko Strážske, Duslo Šaľa, PCHZ Žilina a iné (MAŇKOVSKÁ, 1994).

DEN HARTOG (1992), uvádza, že asi 25 - 30 % depozícií kyslého dažďa v Holandsku majú na svedomí emisie amoniaku vyprodukovaného živočíšnou výrobou, čím potvrdzuje pozorovania ELLENBERGA (1990), ktorý konštatoval, že najmä v oblastiach s vysokým stavom zvierat sú tieto frakcie a s nimi spojené prekysľovanie závažné pre

ekosystém. Priemerná ročná emisia amoniaku v západnej Európe je $12 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ a najvyššia emisia na rozlohe $150 \times 150 \text{ km}$ ($45 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) bola nameraná v krajinách Beneluxu. Kritická úroveň je definovaná ako kvantitatívne stanovenie expozície jedného z viacerých polutantov pod hranicou ktorej, nedôjde k signifikantne škodlivému efektu na špecificky senzitivne elementy životného prostredia. Kritická úroveň pre lesy sa pohybuje medzi $3 - 20 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ročne, pre prírodné pastviny $3 - 10 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ročne (ECETOC, 1994).

Emisie amoniaku zo živočíšnej výroby významne prispievajú k okysľovaniu pôdy. Aj keď priamy vplyv depozície kyselín na pôdnu biologickú aktivitu je nepravdepodobný, existuje tu celá rada nepriamych inhibičných vplyvov. Jedná sa predovšetkým o mobilizáciu toxických kovov v pôdnom roztoku, najmä hliníka, ale aj Mn a ďalších (Pb, Cu, Zn, Cd, Fe, Mg) a mnohé pôdne biologické procesy sú veľmi citlivé na tieto kovy. Zníženie pH vedie k rozkladu ílovitých minerálov a zníženiu pufrovacej kapacity pôdy. Z hľadiska rastlín boli pozorované nepriaznivé účinky okysľovania pôdy v rhizosfére (KILLHAM, 1994).

HARTUNG a PHILLIPS, (1994) udávajú, že emisie amoniaku z fariem do okolia majú priamy nepriaznivý vplyv na vegetáciu (najmä na ihličnany), do vzdialenosti až 400 m a približne 20% celkových depozícií amoniaku sa zisťuje v okruhu 1 km od zdroja. Emisie amoniaku prispievajú k okysľovaniu pôdy, eutrofizácii tokov a korózii budov. Uvedené poškodenia vyplývajú z priamych a nepriamych účinkov NH_3 a iných zlúčenín dusíka (NH_4^+ , NO_3^- , NH_4NO_3 , NH_4SO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), ktoré vznikajú v dôsledku dlhšej doby zotrvania NH_3 v atmosfére (7 i viac dní).

Princíp biologického čistenia odpadového vzduchu

Biologické čistenie odpadového vzduchu je založené na schopnosti mikroorganizmov biochemicky oxidovať organické a tiež niektoré anorganické plynné zlúčeniny, premieňať ich na neškodné, resp. čuchom nevnímateľné látky (VDI 3477, 1991). Biologické čistenie odpadového vzduchu prostredníctvom biofiltra možno využívať všade tam, kde sa nachádzajú zdroje intenzívne zapáchajúcich, vzduch znečisťujúcich látok. Kontakt medzi plynnými zlúčeninami a filtračným materiálom predstavujúcim aktívnu oblasť biofiltra sa dosiahne prostredníctvom prúdenia znečisteného vzduchu cez filtračné vrstvy. Vo všeobecnosti sa dá konštatovať, že čistiť je možné len taký odpadový vzduch, ktorý obsahuje mikrobiologicky odbúrateľné resp. biochemicky oxidovateľné komponenty, ktoré nepôsobia toxicky na prítomné mikroorganizmy (SABO, 1993).

BOHN, (1992) definuje biofiltráciu vzduchu ako proces pri ktorom sa využívajú mikroorganizmy imobilizované vo forme biofilmu na filtračnom substráte z organického materiálu. Kontaminovaný plyn prúdi cez filtračnú vrstvu, nastáva transfer polutantov z plynu na biofilm a ich následná oxidácia. Plynné škodliviny z ovzdušia možno odstraňovať chemicky (neutralizáciou, oxidáciou, redukciami), rôznymi absorpčnými, desorpčnými a kondenzačnými pochodmi, v niektorých prípadoch aj špecifickými chemickými reakciami (MARENDIAK, 1987).

V porovnaní s tzv. fyzikálno - chemickými alebo termickými spôsobmi má biologické čistenie odpadového vzduchu výhodu v tom, že náklady na energiu a investície sú značne nižšie ROTH, (1993). Dôležitým sa javí tiež fakt, že prevádzkovaním biofiltra vo väčšine prípadov nevzniká žiaden škodlivý odpad zaťažujúci životné prostredie. Filtračný materiál je možné po uplynutí jeho životnosti použiť ako hnojivo, obohatené najmä o minerálne látky v zložení využiteľnom pre rastliny, ktoré aplikáciou do pôdy zlepšuje tiež štruktúrne vlastnosti pôdy (rašelina, kôra, zeolity).

Druhové zastúpenie a adaptácia organizmov v biocenóze biofiltra

Na mikrobiálnom rozklade chemických zlúčenín pri biologickom čistení odpadového vzduchu sa zúčastňuje veľký počet rôznych skupín organizmov: baktérie, aktinomycety a plesne. Tie predstavujú skoro vždy zmes rôznych druhov (heteropopuláciu), ktorej zloženie je v prvej línii určované chemickými zlúčeninami nachádzajúcimi sa v odpadovom vzduchu slúžiacimi pre mikroorganizmy ako zdroj energie a živín. Na zloženie heteroflóry vplývajú aj iné faktory, ako napríklad: vlhkosť, chemická povaha filtračného materiálu, tlak substrátu, teplota, hodnota pH, zásobenie kyslíkom a živinami (pomer C: N : P), atď. Všetky tieto faktory, či už pozitívne alebo negatívne, v každom prípade pôsobia selektívne, čo vedie k druhovému alebo početnému posunu druhového spektra. Pri bežne používaných biofiltroch nachádzajú sa mikroorganizmy na filtračnom materiáli, ktorý slúži nielen ako nosič biofilmu, ale tiež ako zdroj vlhkosti a sčasti aj živín. (EITNER, 1984, HIPPCHEN, 1985, SABO, THOME, 1989)

Podľa LEISINGERA, (1988) biofiltre obsahujú dve základné skupiny baktérii: chemoautotrofné a aeróbne chemoheterotrofné baktérie. Chemoautotrofné baktérie využívajú anorganické zlúčeniny ako zdroj energie a oxid uhličitý ako zdroj uhlíka. Do tejto skupiny patria zástupcovia rodov baktérii najčastejšie zodpovedných za degradáciu znečisťujúcich komponentov vzduchu ako *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Thiobacillus*, *Pseudomonas carboxydovorans*. Druhú významnú skupinu predstavujú aeróbne chemoheterotrofné baktérie využívajúce organické zlúčeniny ako zdroj energie a uhlíka. Tieto sú v biofiltri najčastejšie zastúpené rodmi *Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.*, *Streptomyces spp.* atď. Okrem baktérii boli z biofiltra izolované tiež huby. OTTENGRAF, (1987) najčastejšie identifikoval vo filtračnom materiáli nasledovné mikroorganizmy: *Actinomyces globisporus*, *Micrococcus albus*, *Micromonospora vulgaris*, *Proteus vulgaris*, *Bacillus cereus*, *Streptomyces sp.*, *Penicillium sp.*, *Cephalosporium sp.*, *Mucor sp.*

Pre rozklad odpadového vzduchu pochádzajúceho zo živočíšnej výroby obsahujúceho amoniak sú zvlášť dôležité tzv. *nitrifikačné baktérie*. Nitrifikačné baktérie patria medzi gramnegatívne chemolitotrofné baktérie, čeľade Nitrobacteriaceae. Delia sa do dvoch skupín – nitrifikačné baktérie oxidujú amoniak na kyselinu dusitú a nitrifikačné baktérie oxidujú kyselinu dusitú na dusičnú. Do prvej skupiny patria baktérie rodu *Nitrobacter* a do druhej skupiny prináležia rody *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Nitrocystis*. Nitrifikačné baktérie sú striktné aeróbne a autotrofné. Optimálne pH pre ich životné rejavu je 7 - 9, ale ich aktivita bola popísaná i pri pH 6 (KOPČANOVÁ, 1987). Medzi mikroorganizmy oxidujúce dusitany na dusičnany tiež patria, vo filtračnom materiáli často sa vyskytujúce aktinomycety rodu *Streptomyces*.

Ako u všetkých biosystémov, tiež u novo inštalovaného biofiltra, kým nadobudne schopnosť uskutočňovania biodegradácie, musí prebehnúť adaptácia jeho mikroflóry pri rešpektovaní mikrobiálnej ekológie, fyziologických podmienok prostredia a ponuky živín (SLATER a GODWIN, 1980, KLUY a REDDY, 1984)

Priebeh adaptácie mikroflóry v spočiatku nezaťaženom filtračnom materiáli na určité chemické zlúčeniny sa v praxi najčastejšie sleduje v pokusnej prevádzke. V praxi sa často inštaluje malý pokusný biofilter, ktorý umožní posúdiť výber vhodného filtračného materiálu a optimalizovať návrh prevádzkového biofiltra (VDI 3477, 1991). Kvôli zdĺhavej adaptácii mikroorganizmov na určité ťažko rozložiteľné zlúčeniny je v niektorých prípadoch užitočné naočkovať ako štartér adaptovanú zmiešanú populáciu alebo čisté kultúry mikroorganizmov (JANSSEN, 1989) .

GROENESTIJN a HESSELINK, (1993) uvádzajú nasledovné možnosti inokulácie mikroflóry:

- 1., Aktívny kal z čistiarní odpadových vôd sa môže primiešať do filtračného materiálu biofiltrov využívaných predovšetkým na čistenie vzduchu obsahujúceho ľahšie biodegradovateľné komponenty.
- 2., Použitie materiálu z adaptovaného biofiltru eliminujúceho ťažšie degradovateľné komponenty. Primiešaním do nového filtračného média sa tento filtračný materiál použije ako inokulum.
- 3., Čisté kultúry je výhodné použiť pri rozklade určitých komponentov vyžadujúcich len špecializované mikroorganizmy, vývin ktorých, by trval napr. po pridaní aktívneho kalu aj niekoľko mesiacov. Pridaním čistej kultúry izolovanej a pomnoženej v laboratórnych podmienkach sa výrazne skráti lag fáza vývinu mikroorganizmov.

Fyzikálne - chemické a mikrobiologické požiadavky na filtračný materiál

Hlavnou zložkou biofiltra je filtračný materiál. Vzhľadom na súvislosť medzi zložením odpadového vzduchu a druhom filtračného materiálu je voľba vhodného materiálu rozhodujúcim faktorom ovplyvňujúcim samotný proces čistenia odpadového vzduchu. SABO, (1993) uvádza pri filtračnom materiáli ako dôležité nasledovné vlastnosti :

1. fyzikálne vlastnosti :
 - pórovitosť materiálu
 - štruktúra pórov
 - rozdelenie zrnitosti
 - schopnosť prijatia vody (vodná kapacita)
 - objemová hmotnosť
 - plocha filtračného materiálu
 - špecifický filtračný odpor
 - štruktúra materiálu
2. chemické vlastnosti :
 - anorganické živné a stopové elementy
 - hodnota pH
 - puľrovacia kapacita voči výkyvom pH
3. mikrobiologické vlastnosti :
 - čo najširšie druhové spektrum
 - vysoká hustota osídlenia mikroorganizmami
 - biochemická aktivita

Druhy filtračných materiálov

Ako uvádza smernica VDI 3477: Biologické čistenie odpadového vzduchu – Biofilter (1991), účinnosť biofiltra závisí na vhodnom nosnom materiáli, ktorý je predpokladom zabezpečujúcim dostatočné zásobenie mikroorganizmoy živinami. Preto prichádzajú do úvahy predovšetkým humusovité alebo podobné látky spĺňajúce vyššie uvedené požiadavky. Vzhľadom na to, že filtračný materiál musí zodpovedať viacerým požiadavkam, v súčasnosti sa používajú najčastejšie zmesi materiálov. FISCHER, (1990) uvádza, že tieto požadované nároky sú v zásade splnené nasledovnými materiálmi, ktoré sa používajú buď samotné alebo v kombinácii :

- kompost (z odpadov, kôry , lístia, papiera a pod.)
- vres obyčajný a raždie
- rašelinové pôdy a vedľajšie produkty pri ich spracovaní (vláknitá rašelina)
- kôrová drť a iné produkty z kôry
- spracovaná a rozdrobená drevná hmota
- kokosové vlákna
- inertné prídavné látky a nosné materiály (Styropor , zeolity, Ca CO₃)

Prídavné látky prispievajú pri vyššom prietoku k štruktúrnej stabilite, znižujú straty tlaku, dopĺňajú stopové prvky, zlepšujú sorpčnú kapacitu a zvyšujú schopnosť prijať vodu. Predovšetkým adsorpčné a iónovýmenné vlastnosti zeolitov, vytvárajú predpoklady pre asanáciu druhotných surovín zo živočíšnej výroby (SASÁKOVÁ, 1996).

1. Experimenty uskutočnené v laboratórnych podmienkach

V tomto experimente sme sa zamerali predovšetkým na posúdenie absorpčných schopností filtračnej zmesi, ako aj pozorovanie rozvoja a rastu mezofilných baktérií počas zaťaženia biofiltra amoniakom. Na základe porovnania koncentrácie amoniaku pred a po prechode filtračnou vrstvou sme určovali účinnosť jeho odstraňovania zo znečisteného vzduchu. Použitím rôznych bakteriálnych kultúr, pridaných do filtračnej zmesi ako inokulum sme sa snažili podporiť rozvoj mikroorganizmov podieľajúcich sa na biologickom čistení. (Obr.1) V akváriu č.1 sme umiestnili čerstvý filtračný substrát prenesený z biofiltra Kafilérie a.s. Senec. Od začiatku až do 8.dňa trvania experimentov sme zisťovali najvyššie celkové počty mezofilných baktérií na 1g vzorky, ktoré rádovo dosahovali hodnoty 10^7 . Od 8.dňa trvania experimentu sme pozorovali postupný pokles celkových počtov mezofilných baktérií a tiež hodnôt účinnosti odstraňovania amoniaku. Do akvária č.2 sme pridali zmesnú kultúru získanú preplachovaním filtračného substrátu z Kafilérie a.s. Senec vo fyziologickom roztoku. U mezofilných baktérií sme zaznamenali dlhšiu adaptačnú fázu ako v predchádzajúcom experimente, čo sa prejavilo pozvoľnejším nárastom ich celkových počtov, ktoré rádovo až na piaty deň experimentu dosiahli hodnotu 10^7 na 1 g substrátu. Začiatok ich poklesu sme aj v tomto experimente zaznamenali na 8. deň. Nárast a pokles počtov baktérií bol približne priamo úmerný zmenám nameraných hodnôt účinnosti. V treťom akváriu, do ktorého sme pridali substrát bez bakteriálnej kultúry bola adaptačná fáza približne o 5 dní dlhšia ako u akvária č.2. Zapríčinené to bolo skutočnosťou, že predovšetkým hobliny a zeolit boli len v malej miere osídlené prirodzenou mikroflórou. Celkové počty mezofilných baktérií dosiahli maximum na 11.deň a pohybovali sa rádovo na úrovni 10^7 baktérií na 1g vzorky. V akváriách č. 2 a 3 sme pozorovali maximálne hodnoty účinnosti odstraňovania amoniaku zo vzduchu na 7. a 11. deň, a dosahovali v priemere 92 %. V akváriu č. 4 sme použili komponenty, ktoré sme sterilizovali autoklávovaním, čím sme elimináciou mikroflóry chceli posúdiť, do akej miery sa na komplexe procesov prebiehajúcich pri odstraňovaní amoniaku podieľajú samotné fyzikálne deje absorpcie a adsorpcie. V tomto prípade sme zistili oproti akváriam č. 1, 2 a 3 len minimálne počty baktérií a aj po 10 dňoch ich počty neprekročili rádovo hodnotu 10^3 kolónií v 1g vzorky. Napriek tejto skutočnosti pri akváriu č.4 boli výsledky stanovenia účinnosti odstraňovania amoniaku zo vzduchu, privádzaného do filtračnej vrstvy pomerne vysoké, pričom sme počas prvých piatich dní pozorovali mieru zachytávania NH_3 na úrovni 60 %. Uvedené zistenie je možné vysvetliť podľa HARTIKAINENA, (1996), ktorý uvádza, že nízke pH súčasne s vysokou vlhkosťou prostredia dosahované vo filtračnom substráte pozostávajúcom prevažne z rašeliny, zabezpečuje vhodné podmienky z hľadiska absorpcie amoniaku pri prechode filtračnou vrstvou.

Zjednodušene je možné považovať vodný film na povrchu čiastočiek filtračného materiálu za tekutú fázu a plyn obsahujúci amoniak za plynnú fázu. Podľa OTTENGRAGA a DIKSA (1992) špecifická styčná plocha medzi tekutou a plynnou fázou predstavuje podľa druhu použitej filtračnej zmesi $300 - 1000 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$. Amoniak v neionizovanej forme NH_3 po prechode z plynnnej fázy do tekutej disocioval na ionizovanú formu NH_4^+ , pričom intenzita transportu je daná rozdielom koncentrácií. V tejto podobe ostal NH_4^+ naviazaný v kyslom

prostredí filtračného materiálu bez toho, aby sa uskutočnila vo väčšom rozsahu jeho premena nitrifikačnými baktériami na dusičnany. Tento proces prebiehal až do vyčerpania absorpčnej kapacity filtračného materiálu, čo sa prejavilo od 5.dňa trvania experimentu zvýšením koncentrácie neionizovanej formy NH_3 vo vzduchu po prechode filtračnou vrstvou. (Grf. 1, 2)

Z použitých komponentov filtračnej zmesi sa ukázali ako vhodné najmä rašelina a čiastočne hobliny. Hobliny sme pridali do zmesi z hľadiska zlepšenia štrukturálnych vlastností náplne, avšak v prípade, keď by mali tvoriť hlavný podiel v zmesi, je potrebné pridať k nim štartovaciu mikrobiálnu kultúru. Slama sa ako filtračný materiál neosvedčila kvôli masívnemu výskytu plesní na jej povrchu a jej rýchlemu rozkladu vo vlhkom prostredí. V tomto experimente sme vyskúšali viaceré druhy filtračných materiálov, aditívnych látok a štartovacích bakteriálnych kultúr určených pre využitie pri biologickom čistení odpadového vzduchu, čo nám umožnilo užšie špecifikovať ich výber pre nasledujúce poloprevádzkové experimenty. Získali sme prvé praktické poznatky o fyzikálno – chemických a mikrobiologických procesoch prebiehajúcich pri biologickom čistení vzduchu, čo sme využili pri výbere, modifikácii ale aj rozšírení laboratórnych metodík určených na analýzu vzoriek vzduchu a filtračného materiálu pri ďalších pokusoch.

2.Experimenty uskutočnené v poloprevádzkových podmienkach

2.1. Experimenty s biologickým čistením vzduchu z chovu králikov (Grafy 3, 4, 5, 6, 7 a 8)

V jarnom a letnom období sme uskutočnili sériu pokusov a pozorovaní, rozdelených do troch na seba nadväzujúcich etáp. V prvej etape sme ako filtračnú vrstvu použili tradičný materiál - rašelinu s prímiesou malého množstva zeminy. Rašelina je médiom zvlášť vhodným pre inokuláciu mikroorganizmov, vzhľadom na jej dobré absorpčné a adsorpčné vlastnosti, schopnosť zadržiavať vlhkosť a značnú pufrovaciu kapacitu. Vyznačuje sa schopnosťou absorbovať širokú škálu kationov ako aj vysokým potenciálom ich výmeny (WU a CHABOT 1996, ARNOLD a REITTU, 1997). Rast a metabolizmus mikroorganizmov v biofiltri závisí predovšetkým od prítomnosti rozpusteného kyslíka vo vodnej fáze biofilmu, absencie komponentov toxických pre mikroorganizmy (ako napr. SO_3), dostupnosti živín, dostatočnej vlhkosti, vhodnom rozsahu teploty a pH (LESON a WINER, 1991). Zeminu obsahujúcu široké spektrum pôdnych mikroorganizmov sme pridali v snahe urýchliť a uľahčiť proces adaptácie mikroorganizmov podieľajúcich sa na biologickom čistení vzduchu. Ako spodnú vrstvu sme použili drť z dubovej kôry. v snahe zamedziť zhutneniu filtračnej vrstvy a strate prúdenia.

Adaptačná fáza v prvej etape bola sčasti ovplyvnená nízkymi atmosferickými teplotami v jarnom období, pri ktorých dochádzalo len k oneskorenému rozvoju mikroorganizmov (zvlášť nitrifikačných baktérií) ktoré, ako to uvádza BARDTKE (1993), sa v prevažnej miere podieľajú na rozklade amoniaku v maštal'nom vzduchu. Na začiatku každej z etáp experimentu, po naplnení biofiltra čerstvým filtračným substrátom, dochádzalo vďaka priaznivým podmienkam v biofiltri (pH rašeliny 5,8 a vlhkosť substrátu v rozpätí 45 - 75 %) k značnej absorpcii vzdušného amoniaku rašelinou. Táto fáza bola charakteristická tým, že v nej prevládala absorpcia NH_3 a jeho disociácia vo vodnej fáze biofilmu na NH_4^+ , čomu nasvedčujú hodnoty amoniakálneho dusíka stúpajúce až do 8. dňa pokusu.

Obsah amoniakálneho dusíka vo filtračnom materiáli stúpal počas adaptačnej fázy mikroorganizmov až do 8. dňa, kedy došlo k ich prechodu do fázy exponenciálneho rastu, poklesu obsahu amoniaku a následnému vytvoreniu dynamickej rovnováhy medzi ponukou amoniaku a počtom nitrifikačných baktérií. S etablovaním aktívnej populácie nitrifikačných baktérií súviseli zmeny pH a obsahu amoniakálneho dusíka vo filtračnom materiáli.

Je potrebné spomenúť a podrobnejšie rozobrať rozpor, ktorý nastal medzi pH optimálnym pre absorpciu a disociáciu amoniaku vo vodnej fáze biofilmu na povrchu rašelinového substrátu a pH optimálnym pre priebeh nitrifikačnej reakcie. Rašelina vytvárala po nasadení do biofiltra kyslé prostredie s pH v rozsahu 5,8 - 6,2. Kyslé prostredie bolo zvlášť vhodné pre absorpciu amoniaku zo vzduchu, pretože ako uvádza ONDRAŠOVIČOVÁ, (1989) amoniak v neionizovanej forme NH_3 je plyn dobre rozpustný vo vode. Do pH 7 jeho prevažná časť ostáva vo vodnom roztoku v disociovej forme ako amóniový ión NH_4^+ . Avšak ako uvádza BOON a LAUDELAUT (1962), pH optimálne pre nitrifikačné baktérie je 7,4 - 8,5 pričom treba brať do úvahy odlišné hodnoty optima pre nitrifikačné a nitratačné baktérie.

Ako uvádza VRBA, (1988) optimálne rozpätie pH pre rod *Nitrosomonas* zodpovedný za 1. stupeň nitrifikácie (premena amoniaku na dusitanov) je 7,4 - 8,5, optimum pre rod *Nitrobacter* uskutočňujúci 2. stupeň nitrifikácie (premena dusitanov na dusičnany) predstavuje 7,0 - 7,5.

Pri použití kyslejších druhov rašeliny, než ako sme použili v našich pokusoch, (pH 3,5 - 4,5) je preto podľa HARTIKAINENA (1996), potrebné kvôli dosiahnutiu dobrej nitrifikačnej aktivity zneutralizovať rašelinový substrát pridaním $\text{Ca}(\text{OH})_2$. V našom pokuse sme pozorovali toleranciu nitrifikačných baktérií voči pH nižšiemu ako je optimum (pH - 6,8), čo dokazoval postupný nárast ich počtov, ktorý kulminoval na 8. deň pokusu, kedy sme stanovili najvyšší titer nitrifikačných baktérií a súčasne vysoký obsah dusičnanového dusíka v substráte. Najvyšší nárast hodnoty pH sme pozorovali medzi 4. a 8. dňom experimentu, kedy sme pozorovali nárast hodnoty pH zo 6,8 na 7,5.

Tento nárast mohol byť spôsobený celým komplexom biochemických procesov, z ktorých najvýznamnejším bola s veľkou pravdepodobnosťou absorpcia voľného amoniaku na vodnú fázu biofilmu a jeho disociácia na NH_4^+ . Ako najdôležitejší faktor ovplyvňujúci rast a metabolizmus nitrifikačných baktérií a teda aj intenzitu aeróbnej oxidácie amoniaku sa ukázala vlhkosť substrátu, čo sa prejavilo na 12. deň pokusu pri jej poklese na úroveň 41 %. V tej dobe sme pozorovali signifikantný pokles celkových počtov mezofilných aj psychofilných baktérií, titru nitrifikačných baktérií a značný pokles účinnosti biologického čistenia, ktorá klesla z 85 % na 69 %. Rovnako hodnotia vlhkosť filtračného materiálu tiež WILLIAMS a MILLER, (1992), ktorí ju považujú za najdôležitejší a najkritickejší parameter biofiltra významne ovplyvňujúci jeho výkonnosť. Podobne WONG - CHONG (1975) uvádza, že intenzita nitrifikácie závisí pri teplotách od 8 - 35 °C viac od hodnôt pH a vlhkosti prostredia ako od samotnej teploty. To sa nám potvrdilo počas celého trvania experimentu, kde sme napriek pomerne nízkym teplotám (v prvej etape v niektorých dňoch iba 6 °C) dosahovaným vo filtračnej zmesi, stanovovali vysoký titer nitrifikačných baktérií a dobrú účinnosť čistenia.

V ďalšom priebehu tejto etapy experimentu nastal medzi 17. a 21. dňom postupný prechod do stacionárnej fázy, v ktorej sa bakteriálna kultúra prestala exponenciálne množiť a prešla do fázy odumierania. K tomuto stavu môže dôjsť vo filtračnom substráte biofiltra z dvoch možných príčin. Podľa KAPRÁLKA (1986), prechod do stacionárnej fázy a fázy odumierania za predpokladu udržania ostatných limitujúcich požiadaviek v optimálnom rozsahu (pH, teplota, vlhkosť) nastáva v dôsledku vyčerpania limitujúcej živiny a/alebo nahromadenia toxických splodín metabolizmu v substráte. Druhá možnosť, pri ktorej by mohlo dôjsť k inhibícii rastu nitrifikačných baktérií je tzv. preťaženie biofiltra.

Podľa HARTIKAINENA, (1996) môže dôjsť k preťaženiu biofiltra vtedy, keď koncentrácia amoniaku vo vzduchu privádzanom do biofiltra presahuje 45 mg $\text{NH}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ (64 ppm) čo spôsobuje inhibíciu oxidácie dusitanov na dusičnany a ich akumuláciu v

substráte. WILLIAMS a MILLER, (1992) považujú za kritickú koncentráciu amoniaku v čistenom vzduchu 35 ppm.

Vo všetkých nami uskutočnených experimentoch hodnoty koncentrácie amoniaku vo vzduchu privádzanom do biofiltra boli dosť vzdialené vyššie uvedeným hodnotám (4- 8 ppm), takže môžeme vylúčiť preťaženie biofiltra ako príčinu postupného poklesu účinnosti čistenia. V našich experimentoch s najväčšou pravdepodobnosťou došlo k postupnému odumieraniu nitrifikačných baktérií v dôsledku spolupôsobenia viacerých vzájomne súvisiacich faktorov. Za najdôležitejší z nich považujeme v súlade so SCHIRZOM, (1991) kumuláciu dusičnanov, toxických metabolitov nitrifikačných baktérií, v dôsledku čoho došlo k poškodeniu a zastaveniu rastu nitrifikačných baktérií a tiež k inhibícii ostatných druhov mikroorganizmov podieľajúcich sa biologickým čistením odpadového vzduchu. Ku kumulácii dusičnanov došlo v dôsledku nitrifikačnej reakcie prebiehajúcej vo filtračnom materiáli, pri dostatočnej ponuke amoniaku absorbovaného vo vodnej fáze a prítomnosti nitrifikačných baktérií v substráte. S nitrifikačnou aktivitou a hromadením kyseliny dusičnej v substráte súvisel postupný pokles hodnoty pH až na úroveň 5,8, čo už predstavuje hodnotu dosť vzdialenú od optima pre rast nitrifikačných baktérií. Tretím faktorom bola pravdepodobne prítomnosť voľného amoniaku NH_3 v substráte, ktorý sa ani za ideálnych podmienok úplne neabsorbuje a nemení na ionizovanú formu. Okrem toho je potrebné brať do úvahy, že absorpčná kapacita substrátu sa pri absencii biochemickej aktivity po uplynutí určitej doby vyčerpá, čo má za následok zvýšené množstvo voľného amoniaku vo filtračnej vrstve. V dôsledku prítomnosti voľného amoniaku NH_3 v substráte dochádza k narušeniu oboch stupňov nitrifikačnej reakcie. POLANCO, (1994) pozoroval, že baktérie rodu *Nitrobacter* boli inhibované pri obsahu voľného amoniaku v substráte biofiltra presahujúcom $1 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{mg}^{-1}$ prchavých viazaných tuhých látok, v dôsledku čoho dochádza k zastaveniu oxidácie dusitanov na dusičnany. WECKHUYSEN, (1994) uvádza, že pre rovnakú príčinu dochádza k inhibícii baktérií rodu *Nitrosomonas* a k zastaveniu oxidácie amoniaku na dusitany.

Ako dokazujú výsledky analýz filtračného materiálu, v každej etape experimentu dochádzalo priamo úmerne so zvyšovaním množstva dusičnanového dusíka v substráte k poklesom mezofilných, psychrofilných a nitrifikačných baktérií. V praxi sa tento problém rieši premývaním filtračnej vrstvy vodou s cieľom odstrániť kumulované dusičnany, alebo primiešaním pufrujúcich substancií do substrátu. (MONTENY, 1990).

Problematickým počas letného obdobia bolo udržiavanie stálej a rovnomernej vlhkosti filtračnej zmesi. Vzhľadom na skutočnosť, že pred biofilter nebolo predradené zariadenie na zvlhčovanie vzduchu, potrebnú vlhkosť sme zabezpečovali kropením povrchu substrátu. Dochádzalo k rýchlej strate vlhkosti zo substrátu, a k jej značným výkyvom, pričom sa namerané hodnoty pohybovali v rozsahu 40 - 70 %. Počas prevádzky biofiltra dochádzalo k vysušeniu spodných vrstiev a k prevlhčeniu vrchnej vrstvy. V druhej etape sme preto použili zmes rašeliny a kokosových vlákien za účelom lepšieho viazania vody v substráte a stabilizácie vlhkosti. Na tento účel sme použili kokosové vlákna vo forme zlisovaných kvádrov (komerčný názov Lignocel), ktoré po namočení vodou zväčšili až deväťnásobne svoj objem a po ich pridaní do substrátu sa do značnej miery obmedzili spomínané problémy a vlhkosť sa darilo udržiavať v rozmedzí 70 - 77 %. Po dosiahnutí stabilizácie vlhkosti sme pozorovali vyrovnanější priebeh procesu biologického čistenia. Nezaznamenali sme natoľko výrazné kolísanie celkových počtov baktérií ako v prvej etape. V dôsledku vyššej vlhkosti filtračného substrátu dochádzalo vo väčšej miere k absorpcii voľného amoniaku a tiež sme zaznamenali vyššiu účinnosť odstraňovania amoniaku zo vzduchu, ktorá dosiahla na 11. deň experimentu až 93 %.

Ďalší výraznejší rozdiel oproti prvej etape sme zaznamenali na 23. a 27. deň experimentu, kedy sme pozorovali náhly pokles obsahu dusičnanového dusíka v substráte. Tento jav možno dať do súvislosti s výskytom anaeróbných zón v biofiltri, ktoré boli

zapríčinené nerovnomerným alebo príliš veľkým prevlhčením filtračnej vrstvy, v dôsledku čoho sa vytvorili vhodné podmienky pre proces denitrifikácie. Podľa CHUDOBU (1991), denitrifikácia je opakom nitrifikácie a znamená redukciu dusičnanov a dusitanov na N_2O alebo N_2 . Medzi najčastejšie sa vyskytujúce sa denitrifikačné baktérie patria zástupcovia rodov *Pseudomonas*, *Bacillus* a *Achromobacter*. Tieto baktérie si pre svoju činnosť vyžadujú uhlík v podobe ľahko rozložiteľných organických látok a neprítomnosť kyslíka. Tiež niektoré nitritačné baktérie sú schopné denitrifikácie (VRBA, 1998).

LESON a WINER (1991), uvádzajú, že aklimatizácia mikroorganizmov prebieha pri čistení vzduchu obsahujúceho ľahšie biodegradovateľné komponenty (medzi ktoré sa považuje aj amoniak) približne 10 dní bez využitia inokulácie vhodných mikroorganizmov. Preto sa v praxi využíva inokulácia rôznymi bakteriálnymi kultúrami v snahe zredukovať aklimatizačnú periódu.

V tretej etape sme preto rozdelili filtračnú plochu na dve polovice. Do jednej polovice sme do zmesi pridali štartovaciu kultúru vo forme prípravku Envistim v množstve 500 g / 75 l substrátu (zmes A), a do druhej polovice pre porovnanie zeminu v množstve 500g / 75 l substrátu (zmes B). Envistim predstavuje mikrobiálny produkt pozostávajúci z enzymatickej a nutričnej zložky stimulujúcej rast baktérií zodpovedných za aeróbnú fermentáciu tuhých a tekutých exkrementov v podstielke. V princípe sa jedná o kompostovanie exkrementov priamo v kotercoch na hlbokaj podstielke (ČECH, 1995).

Celkové počty mezofilných mikroorganizmov stúpali v zmesi A podstatne rýchlejšie ako v zmesi B, na 3. deň trvania experimentu dosahovali $4,8 \cdot 10^7$ a kulminovali na 8 deň. Počty mezofilných mikroorganizmov, stanovené v zmesi B v rovnakom období boli rádovo nižšie (na 3. deň $1,9 \cdot 10^6$, na 8.deň $5,9 \cdot 10^6$). Približne od 7. dňa experimentu sme pozorovali v zmesi A masívne prerastanie filtračnej vrstvy plesňami a súčasne pokles účinnosti biologického čistenia odpadového vzduchu, ktorá napriek stále vysokým počtom mezofilných baktérií klesla na 8. deň na 80 % oproti 93 % nameranými na 5.deň. Výskyt plesní mohol byť zapríčinený skutočnosťou, že nosič enzymatickej a nutričnej zložky Envistimu pozostával z mletých pšeničných otrúb, ktoré mohli byť kontaminované spórmi plesní. Okrem toho Envistim je určený pre použitie v hlbokaj podstielke, kde sa bežne nedosahuje taká vysoká vlhkosť ako vo filtračnom substráte biofiltra. Podľa HARTIKAINENA, (1996) je odstraňovanie amoniaku zo vzduchu najefektívnejšie v prípade, keď jeho koncentrácia v čistenom vzduchu nepresahuje $14 \text{ mg NH}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ (20 ppm) a môže dosiahnuť v takom prípade až 95 % účinnosť. VAN LANGENHOVE (1988), uvádza, že pri optimálnej vlhkosti a vstupe amoniaku do biofiltra v množstve menšom ako 2 g dusika (N). $\text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$, pozorovali pri biofiltri na čistenie vzduchu z chovu ošípaných viac ako 90 % účinnosť odstraňovania amoniaku.

Vzduch privádzaný do biofiltra počas celého trvania experimentu obsahoval amoniak, ktorého koncentrácia sa pohybovala v rozsahu 6 - 8 ppm. V priebehu experimentov sme odoberali vzorky vzduchu pred vstupom a po výstupe z biofiltra. Na základe stanovených koncentrácií sme určili účinnosť biologického čistenia, ktorá závisela od stupňa rozvoja populácie mikroorganizmov a dosahovala po prekonaní adaptačnej fázy maximálne hodnoty v tretej etape v priemere 92 % .

2.2. Experimenty s biologickým čistením vzduchu z chovu moriek (Grafy 9, 10, 11, 12, 13 a 14)

V tomto experimente sme pri výbere komponentov filtračnej zmesi brali do úvahy ekonomické hľadisko a vytvárali tak jedno z hlavných predpokladov širšieho využívania biofiltrov v poľnohospodárskej praxi. Vlhkosť filtračnej zmesi sa nám podarilo stabilizovať zvýšením hrúbky filtračnej vrstvy na 40 cm (oproti 25 cm v predchádzajúcom experimente s

čistením vzduchu z chovu králikov), čo umožnilo zo zmesi vynechať kokosové vlákna. V dôsledku väčšej hrúbky filtračnej vrstvy došlo k prehusteniu filtračného substrátu a k následnej strate prúdenia. Tento problém sme vyriešili rovnomerným primiešaním borovicového raždia do filtračnej zmesi, ktoré ako uvádza GROENESTIJN je vhodným komponentom v zmesi s rašelinou, vyznačujúcim sa nízkym odporom voči prúdeniu vzduchu cez filtračnú vrstvu, vysokou trvanlivosťou a ľahkou dostupnosťou. Podmienkou pre použitie v biofiltri je, aby raždie bolo dobre vysušené. V našom experimente sme použili odrezky získané z pily a vybrali tenšie koncové konáre s ihličím. Vzduch privádzaný do biofiltra počas celého trvania experimentu obsahoval amoniak, ktorého koncentrácia sa pohybovala v rozsahu 4 - 6 ppm. Oproti pokusom s biologickým čistením vzduchu z chovu králikov sme pri týchto experimentoch pozorovali niekoľko odlišností, ktoré vyplývali z rozdielnych podmienok za ktorých sa uskutočnili. Vzduch do biofiltra sme privádzali z miestnosti, kde bolo chovaných 20 ks moriek na podstielke z pilín. V miestnosti bol inštalovaný výkonnejší typ ventilátora, ktorý privádzal do biofiltra väčší objem vzduchu, ktorý však obsahoval nižšie koncentrácie amoniaku (4-6 ppm).

Miestnosť v ktorej bol umiestnený biofilter bola vyhrievaná ústredným kúrením, čo bolo zárukou zachovania optimálnych teplotných pomerov vo filtračnom substráte, bez ohľadu na nízke vonkajšie teploty. Vyššie teploty filtračného substrátu vo všetkých etapách tohto experimentu priaznivo ovplyvňovali rast mikroorganizmov, čo malo vplyv na hodnoty maximálnej účinnosti, ktoré boli dosahované v priemere o 3 dni skôr ako pri experimentoch v chove králikov.

V troch etapách tohto experimentu sme použili filtračné zmesi rôzneho zloženia a pomeru jednotlivých komponentov. V prvej etape experimentu sme použili filtračnú zmes skladajúcu sa z rašeliny, kôry, borovicového raždia a zeminy. Najvyššie počty nitrifikačných aj mezofilných baktérií sme pozorovali na 5. deň trvania experimentu, kedy sme namerali aj najvyššiu účinnosť, ktorá dosiahla až 95 %. Väčší pokles ich počtov sme zaznamenali až na 13. deň, čo sa prejavilo aj poklesom účinnosti odstraňovania amoniaku na 66 %.

Kratšia adaptačná fáza a zvýšená nitrifikačná aktivita pravdepodobne zapríčinili skrátenie fázy absorpcie, čo sa prejavilo poklesom obsahu amoniakálneho dusíka v substráte na 5. a 7. deň. V druhej etape experimentu sme pridali do zmesi práškový zeolit v snahe otestovať pufrovacie schopnosti biofiltra pri väčšom zaťažení a súčasne sme zväčšili objem vzduchu prichádzajúceho do biofiltra.

WINDSPERGER, (1993) uvádza, že zeolity je možné využiť pri čistení odpadových plynov obsahujúcich oxid uhličitý a zápachajúce látky na základe ich špecifických fyzikálno-chemických vlastností. Kombinácia adsorpčných a iónovýmienných vlastností zeolitov a ich vysoká selektivita pre ióny NH_4^+ , vytvárajú dobré predpoklady pre ich využitie vo filtračnej zmesi.

Pri hodnotení výsledkov druhej etapy experimentu sa tieto špecifické vlastnosti zeolitu prejavili tým, že počas celého trvania pokusu sme stanovovali vyššie hodnoty naviazaného amoniakálneho dusíka v substráte ako v prvej etape.

Iónovýmienné vlastnosti zeolitov pravdepodobne spôsobili, že ióny NH_4^+ sa po adsorpcii v póroch zeolitu v závislosti od ich iónovýmiennej kapacity len postupne uvoľňovali do vodného roztoku biofilmu, čím sa stali prístupnými pre nitrifikačné baktérie. Výsledky tohto "zdržania" sa prejavili tak, že najvyššie počty mezofilných a nitrifikačných baktérií sme stanovili až na 9. deň experimentu, kedy sme namerali aj najvyššiu účinnosť odstraňovania amoniaku 94 %. Tento predpoklad podporujú tiež MUMPTON a FISHMAN, (1977), ktorí uvádzajú, že štruktúra zeolitu obsahuje navzájom prepojené kanáliky a dutiny, ktoré sú dostatočne veľké pre adsorpciu určitých iónov a vody, ale príliš malé na to, aby umožnili vniknutie vírusov alebo baktérií.

U filtračnej zmesi s prídavkom zeolitu sme pozorovali dobrú vlhkostnú stabilitu, keď sme pomocou regulátora menili v nepravidelných intervaloch objemový prietok prúdu privádzaného vzduchu do biofiltra, a napriek tomu sme nepozorovali výraznejšie zmeny hodnôt vlhkosti filtračného materiálu. DE CASTRO, (1997) konštatoval pri porovnaní výsledkov inokulácie lesnej pôdy a aktívneho kalu do filtračného substrátu podstatne lepšiu efektívnosť biofiltra do ktorého bol pridaný aktívny kal. Pozoroval dlhodobu vyššiu účinnosť biologického čistenia odpadového vzduchu, ktorá bola stabilná aj pri výkyvoch koncentrácie znečisťujúcich látok.

V tretej experimentu sme nepokladali za opodstatnené vyskúšať štartovaciu kultúru zloženú z čistých kultúr špecializovaných mikroorganizmov, keďže amoniak v maštalnom vzduchu sa považuje za ľahšie biodegradovateľný, čo nám potvrdili vysoké namerané hodnoty účinnosti jeho odstraňovania v tretej etape dosahujúce úroveň až 95 %.

Podľa OTTENGRAGA (1989) biodegradovateľnosť organických zložiek vo všeobecnosti odráža ich zdroj, podľa ktorého môžu byť klasifikované ako biogénne (prirodzeného pôvodu) alebo antropogénne (vytvorené ľudskou činnosťou). Z antropogénnych zložiek je možné xenobiotiká rozdeliť na tzv. slabé xenobiotiká, ktorých chemická štruktúra je dostatočne podobná biogénnym, takže sú dobre rozložiteľné, a na ťažko degradovateľné zložky s takými neprirodzenými štruktúrami, že ich biodegradácia je veľmi nízka, prípadne dokonca nulová (perzistentné zložky). Amoniak patrí do skupiny oxidovateľných anorganických zložiek, ktoré je možné odstraňovať z odpadových plynov pomocou biologických metód príslušnými autotrofnými mikroorganizmami využívajúcimi ako zdroj uhlíka CO₂ nachádzajúci sa v odpadovom vzduchu.

V tretej etape sme po rozdelení filtračnej plochy na dve polovice, pridali do jednej polovice substrátu štartovaciu kultúru vo forme aktívneho kalu z ČOV pri farme ošípaných Košická Polianka, v množstve 7 l / 125 l substrátu (zmes A), a do druhej polovice pre porovnanie filtračnú zmes z biofiltra Kafilerie a.s. Senec v množstve 7 l / 125 l substrátu (zmes B). V tejto etape experimentu sme v zmesi A stanovili najvyššie počty mezofilných a nitrifikačných baktérií v porovnaní s ostatnými etapami a tiež najkratšiu adaptačnú fázu mikroorganizmov. Celkové počty mezofilných baktérií dosiahli na 3.deň $4,1 \cdot 10^8$ a počty nitrifikačných baktérií dosiahli túto úroveň na 5.deň experimentu, kedy ich počty predstavovali $3,8 \cdot 10^8$. O väčšej intenzite nitrifikácie svedčia zodpovedajúce vyššie hodnoty dusičnanového dusíka stanovené v zmesi A, v porovnaní so zmesou B. V zmesi B sme oproti očakávaniu nezaznamenali tak výrazné skrátenie adaptačnej fázy, čo mohlo byť spôsobené odlišnosťou spektra mikroorganizmov podieľajúcich sa na čistení kafilerického vzduchu od požadovanej mikroflóry pre čistenie maštalného vzduchu. Účinnosť odstraňovania amoniaku pri zmesi A dosiahla maximálnu hodnotu na 5. deň (93 %), u zmesi B na 8.deň (92%).

Záver

1. Z hľadiska klimatických zmien, ktoré sú spôsobené predovšetkým nadmernými emisiami niektorých plyných zlúčenín, sa javí technológia biologického čistenia odpadového vzduchu prostredníctvom biofiltrov v súčasnosti aktuálnou.

Vzhľadom na skutočnosť, že väčšina vyspelých krajín západnej Európy sa v rámci medzinárodných zmlúv zaviazala znížiť množstvo emisií amoniaku do roku 2000 o 50 % oproti stavu v roku 1989, v blízkej budúcnosti budú potrebné, v súlade s asociačnými snahami Slovenskej republiky, zmeny v legislatíve na ochranu ovzdušia.

Predovšetkým je potrebné doplniť Zákon 309/1991 Zb. o predpisy určujúce metódy kvantifikácie emisií z pôdohospodárskej činnosti, tak aby sa v praxi mohli uplatniť sankcie voči najväčším znečisťovateľom ovzdušia. Tieto legislatívne úpravy by mali vyvinúť tlak na prevádzkovateľov zdrojov znečistenia ovzdušia a prispieť tak k širšiemu zavádzaniu

organizačných opatrení a biotechnológií určených na elimináciu znečisťujúcich plyných polutantov v poľnohospodárskej praxi. Veda a výskum sú potrebné pre vytvorenie informácií, poradenskej činnosti a tiež pri príprave a podpore legislatívnych a ekonomických opatrení.

2. Pri testovaní rôznych komponentov filtračnej zmesi v laboratórnych podmienkach sme sa zamerali predovšetkým na posúdenie ich sorpčnej kapacity, štruktúrnej stability, schopnosti viazať vodu a ich vhodnosti ako nosiča imobilizovaných mikroorganizmov podieľajúcich sa na biochemickej oxidácii zložiek znečisťujúcich vzduch. Z tohto hľadiska sa ukázali z testovaných materiálov vhodné pre využitie v biofiltri rašelina, zeolit a hobliny. Najkratšiu adaptačnú fázu (3 dni) a najvyššiu účinnosť odstraňovania amoniaku zo vzduchu (93 %) sme pozorovali pri použití filtračného substrátu preneseného z biofiltra Kafilérie a.s. Senec. U filtračnej zmesi pozostávajúcej z rašeliny, hoblín a zeolitu ktorú sme pred nasadením do biofiltra sterilizovali v autokláve, ani po 10 dňoch celkové počty mezofilných mikroorganizmov neprekročili rádove úroveň 10^3 v 1 g vzorky a maximálna účinnosť bola 64 %. Získali sme praktické poznatky o fyzikálno – chemických a mikrobiologických procesoch prebiehajúcich pri biologickom čistení vzduchu, čo sme využili pri výbere jednotlivých zložiek filtračnej zmesi pre experimenty uskutočnené v poloprevádzkových podmienkach.

3. Po zhodnotení výsledkov sledovaní limitujúcich vlastností zložiek filtračnej zmesi v laboratórnych podmienkach a následnej špecifikácii ich výberu sme pokračovali ich testovaním v poloprevádzkových podmienkach pri využití experimentálneho biofiltra. Na základe porovnania výsledkov pozorovaní v jednotlivých experimentoch pri ktorých sme testovali viacero druhov filtračných substrátov, aditívnych látok a štartovacích kultúr sme navrhli zloženie filtračnej zmesi optimálnej z hľadiska požiadaviek limitujúcich proces biologického čistenia maštalného vzduchu. Základné komponenty nami navrhovanej filtračnej zmesi predstavuje rašelina a štartovacia kultúra aktívny kal z ČOV z farmy hospodárskych zvierat, prípadne z komunálnej ČOV. Ako aditívna látka sa osvedčil práškový zeolit, predovšetkým pri čistení vzduchu, kde je možné očakávať väčšie výkyvy v objeme privádzaného vzduchu alebo koncentracii znečisťujúcich látok. Zhusteniu filtračnej vrstvy a strate prúdeniu je možné zabrániť pridaním organických alebo inertných látok hrubšej štruktúry ako napr. raždie, kôra, lístie, polystyrén.

V záverečných experimentoch sme po prekonaní adaptačnej fázy dosiahli v priemere 92 % účinnosť biologického čistenia odpadového vzduchu.

Pri navrhovaní a výbere filtračných substrátov, aditívnych látok a štartovacích mikrobiálnych kultúr sme mali na zreteli okrem ich vhodnosti pre použitie v biofiltri tiež ich dostupnosť a cenovú realizáciu, čo predstavuje jeden z hlavných predpokladov širšieho využívania biofiltrov v poľnohospodárskej praxi.

4. Na základe laboratórnych a poloprevádzkových experimentov a hodnotenia účinnosti biologického čistenia maštalného vzduchu sú pre dobrú efektívnosť biofiltra limitujúce nasledovné parametre :

a, *Vlhkosť* filtračného substrátu je najdôležitejším a rozhodujúcim parametrom priamo ovplyvňujúcim rast a metabolizmus mikroorganizmov podieľajúcich sa na rozklade znečisťujúcich látok v odpadovom vzduchu a tiež účinnosť čistiaceho procesu. Optimálne rozpätie hodnôt vlhkosti filtračného materiálu podľa našich pozorovaní predstavuje 50 - 75 %.

b, *Hodnoty pH* optimálne pre rast nitrifikačných baktérií sú v rozpätí 7 - 8,2. V prípade použitia kyslejších filtračných substrátov odporúčame úpravu pH primiešaním $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

c, *Teplota* v biofiltri by nemala klesnúť na dlhšie obdobie pod 8 °C, pričom optimum predstavujú hodnoty v rozpätí 18 - 32 °C.

Účinnosť biologického čistenia maštalného vzduchu obsahujúceho amoniak je okrem týchto ukazovateľov limitovaná :

- koncentráciou amoniaku vo vzduchu, ktorá by nemala presahovať 35 ppm. Vyššie koncentrácie inhibujú rast nitrifikačných baktérií a spôsobujú tzv. preťaženie biofiltra.
- kumuláciou dusitanov a dusičnanov vo filtračnej zmesi predstavujúcich toxické metabolity nitrifikačných baktérií.

Výsledky analýz filtračného materiálu dokazujú, že vo všetkých experimentoch dochádzalo úmerne so zvyšovaním množstva dusičnanového dusíka v substráte k poklesom mezofilných, psychofilných a nitrifikačných baktérií. Tento problém sa v praxi rieši odstránením dusičnanov, ktoré sa dosiahne premytím filtračnej vrstvy vodou, prípadne výmenou filtračného materiálu za nový.

5. Prínosom pre oblasť biologického čistenia vzduchu sú poznatky, ktoré sme získali použitím zeolitu vo filtračnej zmesi, kde predovšetkým jeho dobré adsorpčné, iónovymenné a tlmivé vlastnosti ho predurčujú pre použitie pri čistení maštalného vzduchu. Vzhľadom na skutočnosť, že problematike biologického čistenia vzduchu nebola dosiaľ venovaná v našich podmienkach väčšia pozornosť, prínos našej práce vidíme tiež v tom, že predstavuje do istej miery tiež teoretickú bázu pre ďalší výskum v tejto oblasti. Biofiltre majú svoje nezastupiteľné miesto v oblasti eliminácie emisií zo živočíšnej výroby, čomu nasvedčuje ich dlhoročné úspešné využívanie v pôdohospodársky vyspelých krajinách.

Predovšetkým vo veľkochovoch hospodárskych zvierat, kde väčšia koncentrácia zvierat predstavuje potenciálne ekologické nebezpečenstvo vo forme znečisťujúcich a zápachových emisií, sa núka využitie biofiltrov ako relatívne lacná, spoľahlivá a účinná biotechnológia.

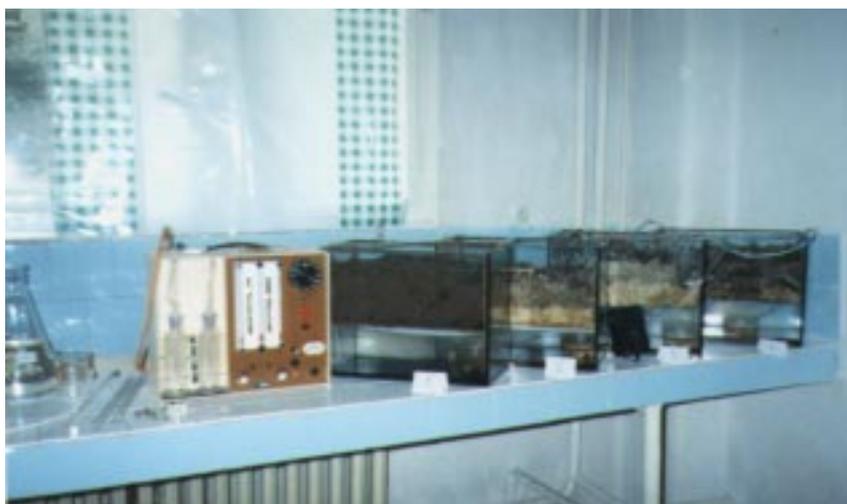
Ďalší výskum biologického čistenia vzduchu prostredníctvom biofiltrov bude zameraný na vývoj uzavretých systémov s kontinuálnou kontrolou najdôležitejších parametrov filtračnej zmesi ako je pH, vlhkosť, teplota a obsah limitujúcich živín, čím by bolo možné dosiahnuť vyššiu účinnosť čistaceho procesu a predĺženie životnosti filtračnej zmesi. Potrebné je pokračovať v ďalšom testovaní širšieho spektra ľahko dostupných a pokiaľ možno lacných filtračných zmesí, štartovacích kultúr a aditívnych látok, čo je okrem legislatívnych opatrení hlavným predpokladom širšieho využívania biofiltrov v praxi.

Možnosti využitia biofiltrov v praxi

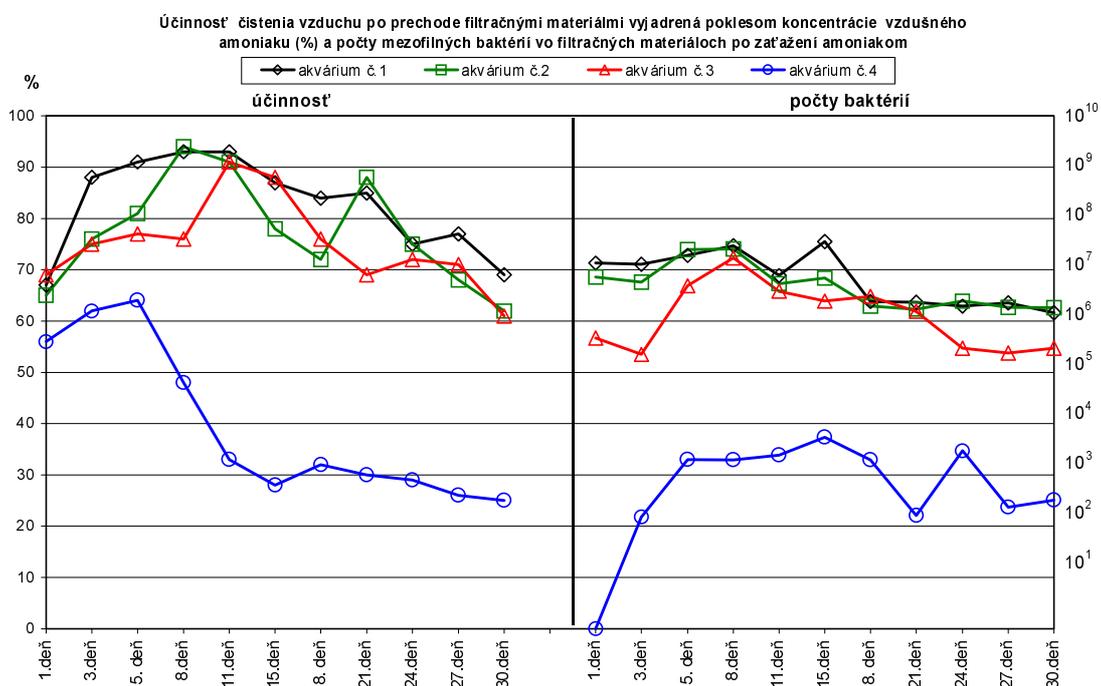
Existujú široké možnosti využitia biofiltrov v poľnohospodárstve (napr. čistenie maštalného vzduchu, pri skladovaní a manipulácii s hnojovicou, kompostovaní a sušení hydínového trusu atď.), v spracovateľskom, potravinárskom, chemickom, agrochemickom priemysle, v kafilériách, čistiarniach odpadových vôd a pod. TOGNA a SINGH, (1994) uvádzajú, že biofiltre sa už viacero rokov úspešne využívajú na odstránenie zápachu z kafilérií a bitúnkov v Nemecku, Holandsku, Veľkej Británii a tiež Spojených štátoch amerických.

SCHIRZ, (1992) uvádza, že v období od roku 1976 do roku 1991 bolo v Holandsku a Nemecku inštalovaných približne 300 biofiltrov na čistenie zápachu a odstraňovanie amoniaku z odpadového vzduchu pochádzajúceho z objektov intenzívnej živočíšnej výroby (predovšetkým ošipární).

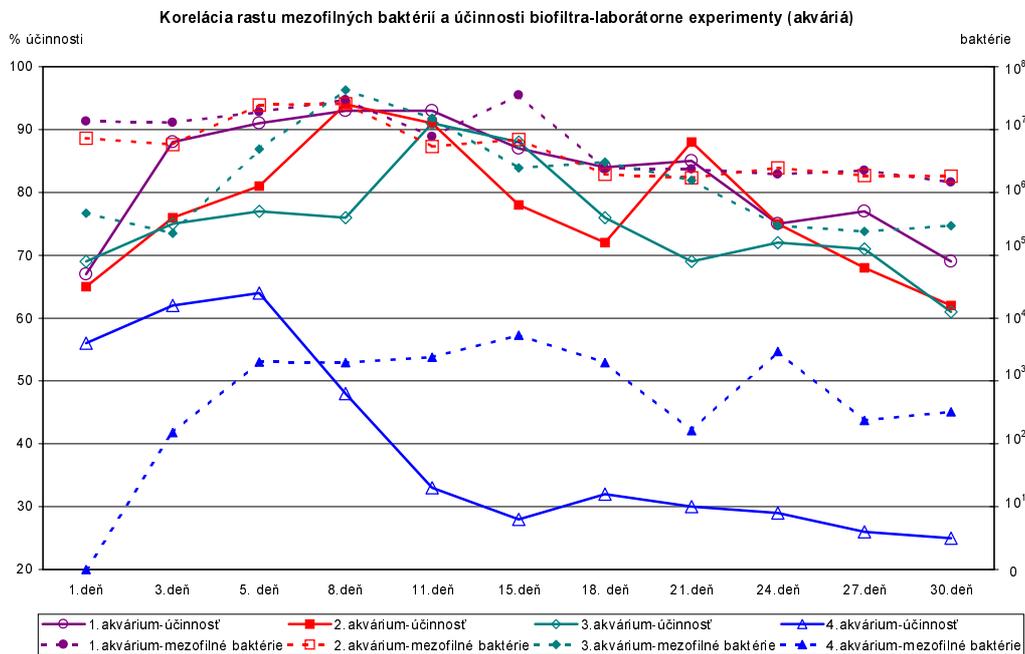
Obr.1
Laboratórny
pokus - akváriá



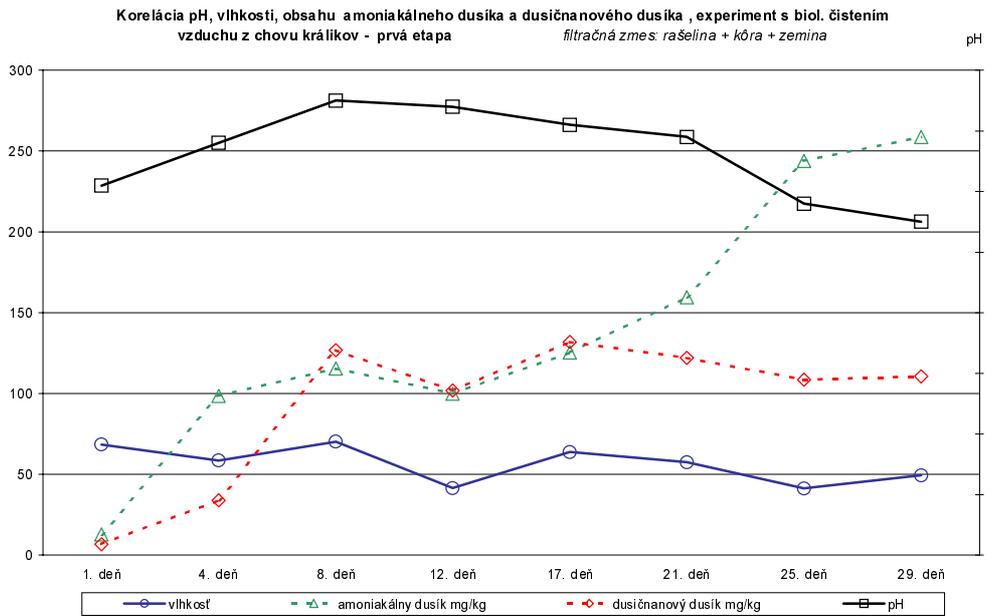
Graf 1



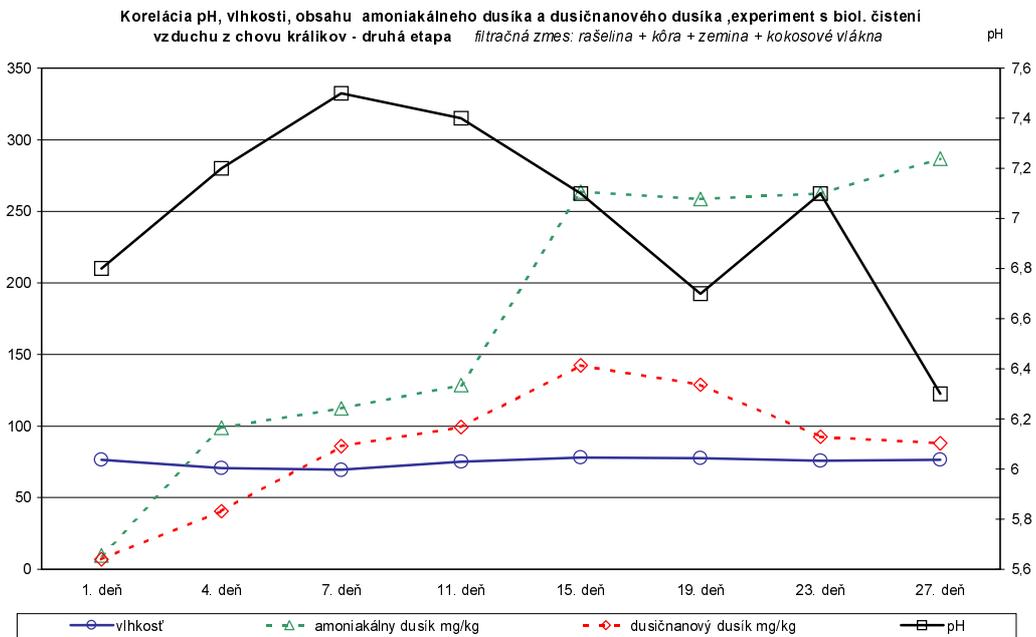
Graf 2



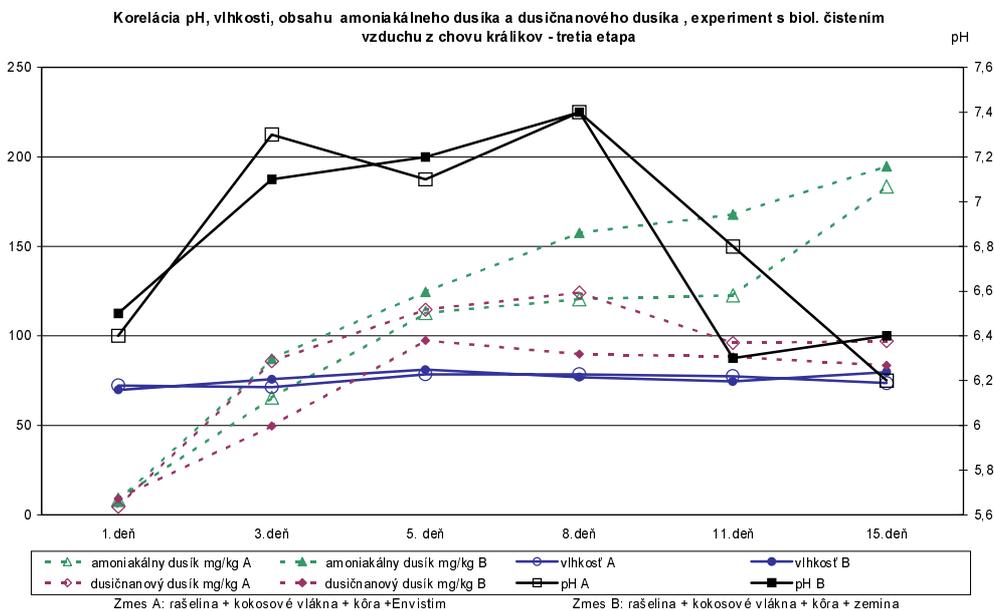
Graf 3



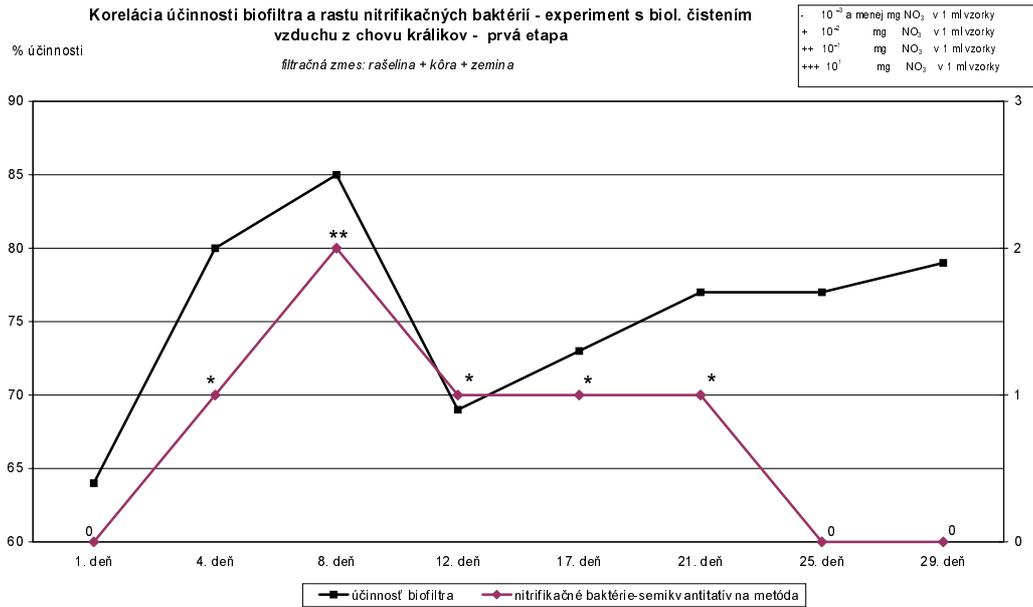
Graf 4



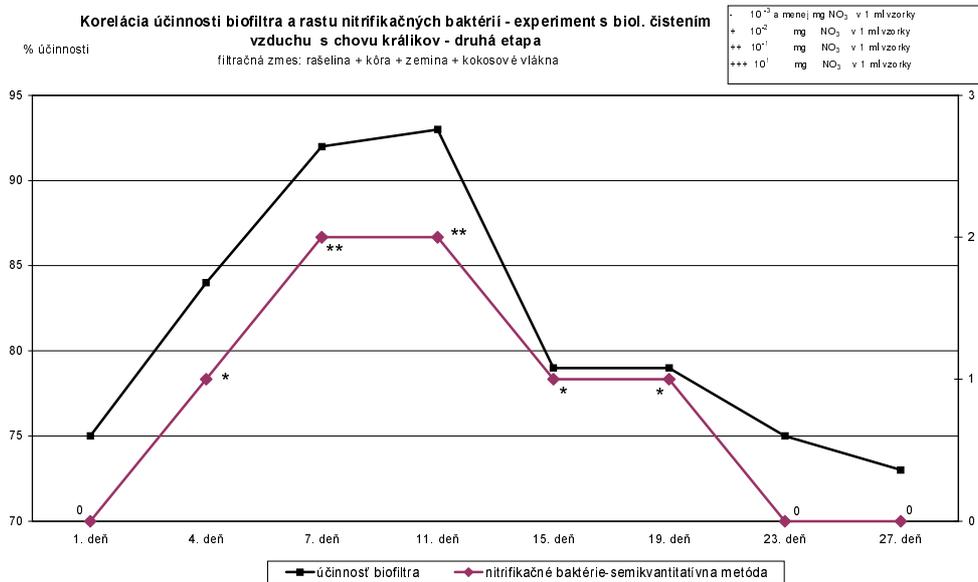
Graf 5



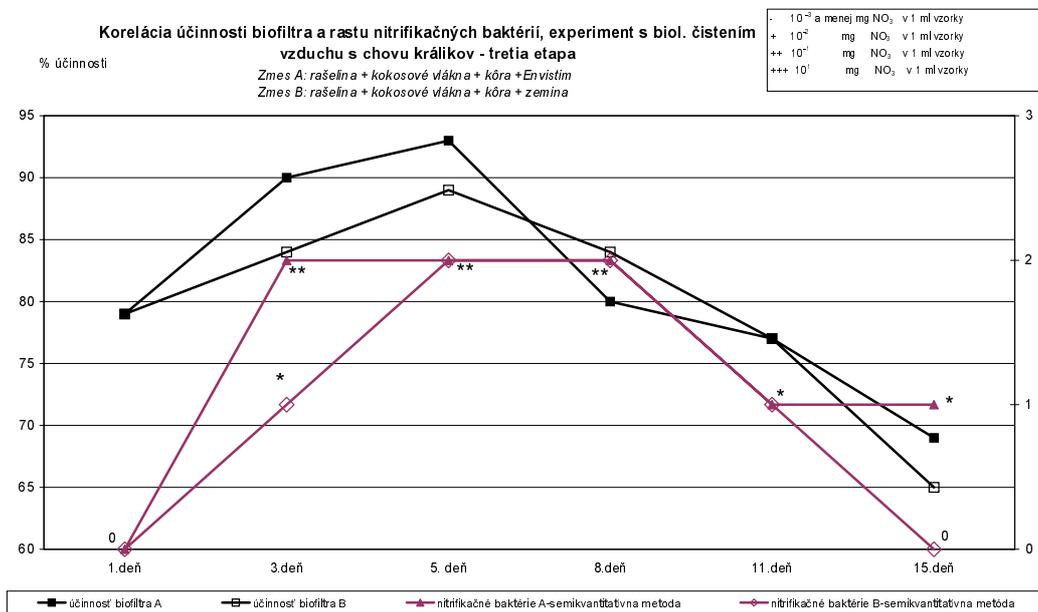
Graf 6



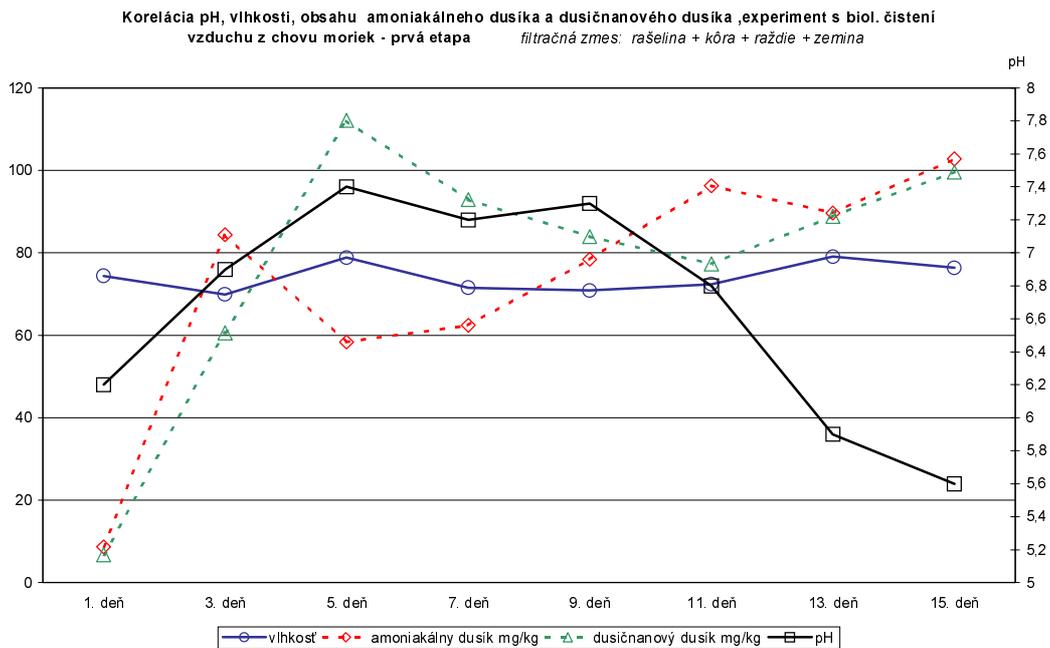
Graf 7



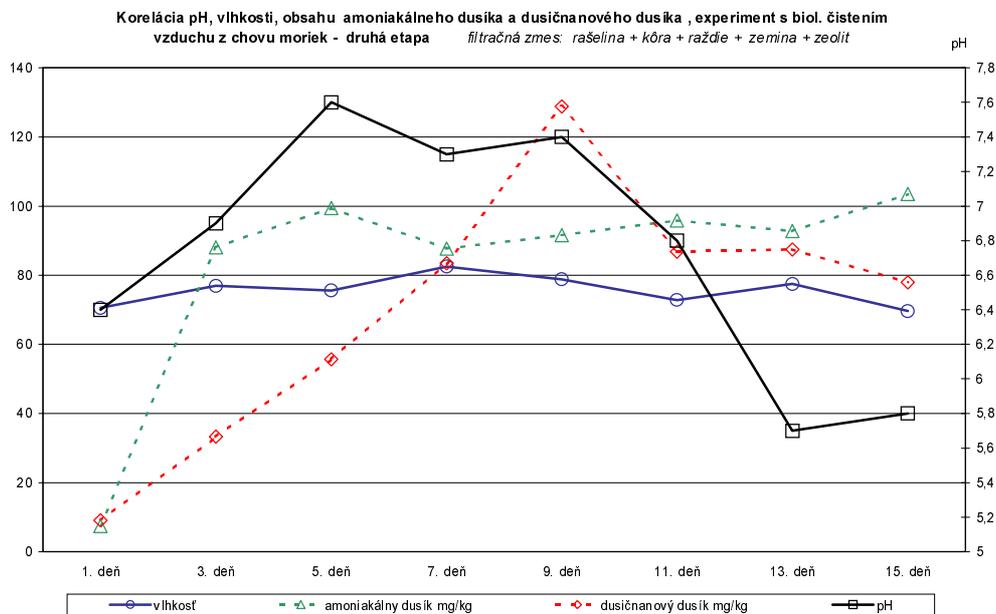
Graf 8



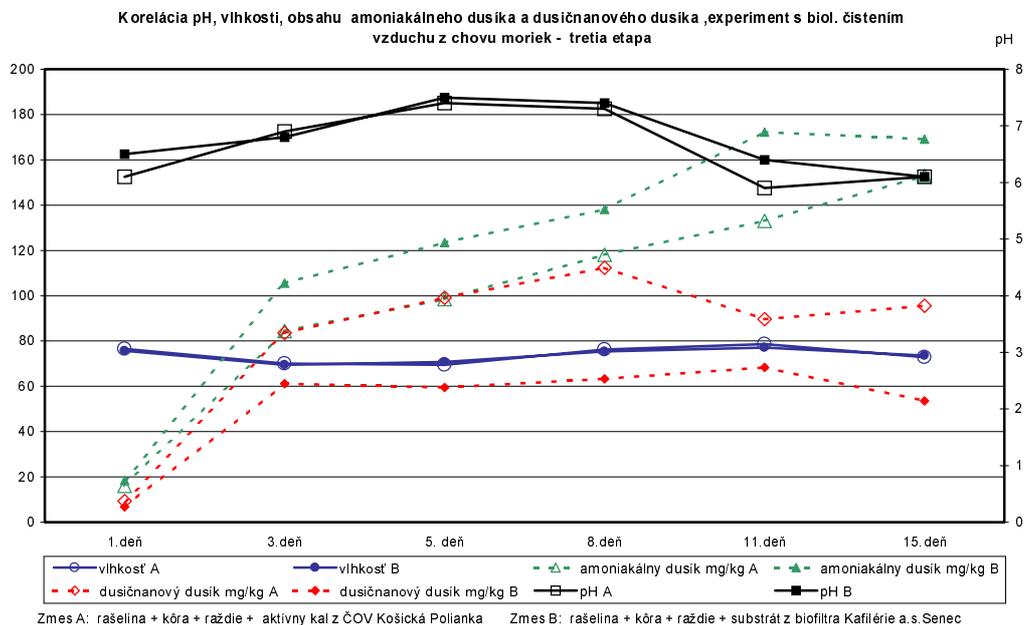
Graf 9



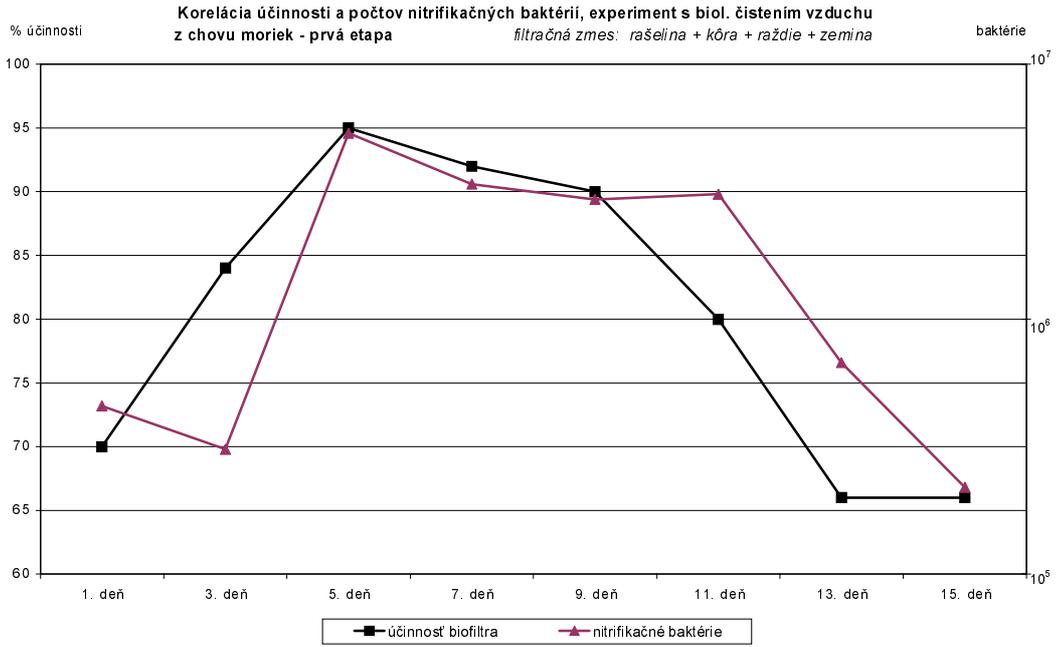
Graf 10



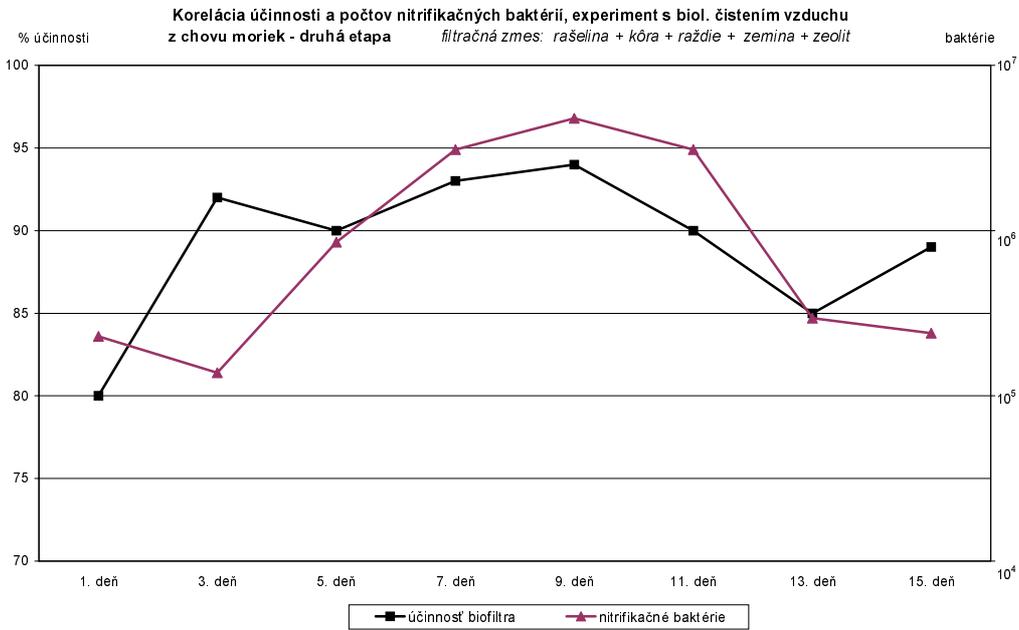
Graf 11



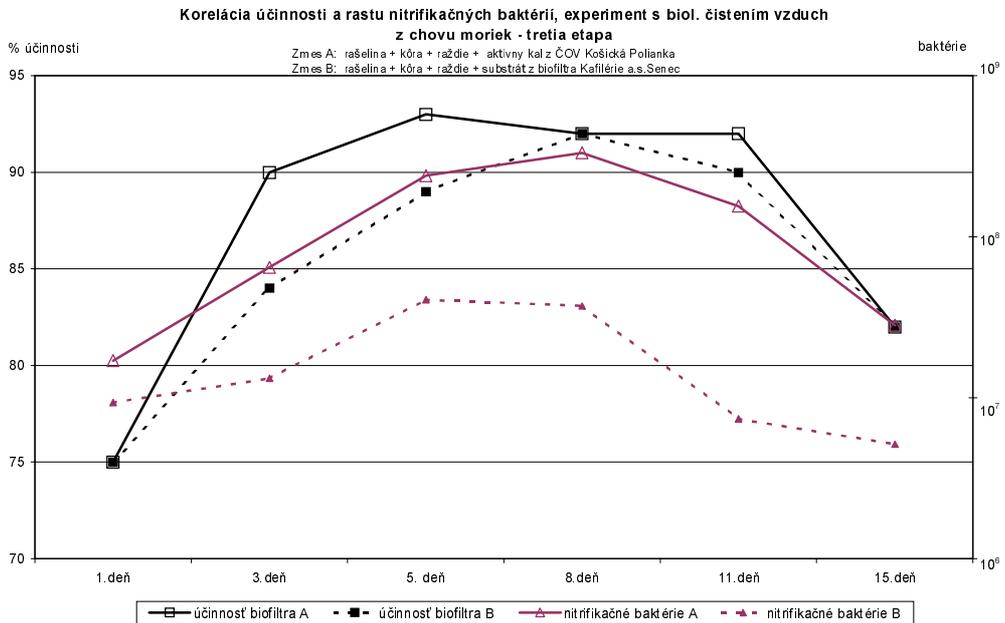
Graf 12



Graf 13



Graf 14



LITERATÚRA

- ARNOLD, M. - REITTU, A. - VON WRIGHT, A.: Bacterial degradation of styrene in waste gases using a peat filter. *Appl. Microbiol. Biotechnology* 48, 1997: 738 - 744.
- ASMAN, W.A.H. - VAN JARVELD, A. : Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von NH_x - Verbindungen. *Proc. KTBL/ VDI - Symp. Ammoniak in Umwelt, KTBL - Schrift, Darmstadt 1990: 2.1.- 2.34*
- BARDTKE, D. Mikrobiologische Voraussetzungen für die biologische Abluftreinigung , Prvo mednarodno posvetovanje, Problemi in reševanje emisij smradu., Zbornik referatov, Ljubljana, 29.april 1993: 109 - 121.
- BOHN, H. : Consider biofiltration for decontaminating gases, *Chem.Eng. Prog.*, 88(4), April 1992: 34 - 40.
- DE CASTRO A. - FULTHORPE R.: Characterization of the microbial population during biofiltration and the influence of the inoculum source. *Pulp and Paper Centre, University of Toronto, 1996: 1-3.*
- DEN HARTOG, L.A. : Towards integrated pig production in the Netherlands, *Netherlands J. Agric. Sci.*,4, 1992: 315 - 325.
- EITNER, D.: Untersuchungen über Einsatz und Leistungsfähigkeit von Kompostfilteranlagen zur biologischen Abluftreinigung im Bereich von Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Standzeit, *GWA 71 , TH Aachen ,1984: 113.*
- ELLENBERG, H.: Ekologische Veränderung in Biocenosen durch Stickstoffeintrag. *Proc. KTBL/VDI- Symposium " Ammoniak in der Umwelt", KTBL – Schrift, Darmstadt, 1990: 44.1 - 44.24.*
- FISCHER, K. : Biologische Abluftreinigung. *Kontakt und Studium, Band 212, Ehningen, 1990: 53.*
- GROENESTIJN, J.W. - HESSELINK, P.G.M.: *Biotechniques for air pollution control.*, Kluwer Academic Publishers, Biodegradation 4,1993: 283.
- HANSEN, P. E. - JORGENSEN, S.E.: *Introduction to environmental management.* Elsevier, Amsterdam, 1991: 403.
- HARTUNG, J. - PHILLIPS, V.R. : Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores. *J. agric.Engng.Res.*, 57, 1994: 173 - 189.
- HARTIKAINEN, T - RUUSKANEN, J: Removal of ammonia from air by a peat biofilter, *Environmental technology* 17:1.,1996: 45 - 53.
- HIPPCHEN, B. : Mikrobiologische Untersuchungen zur Eliminierung organischer Lösungsmittel im Biofilter, *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 94, 1985: 78.
- ISERMANN, K.: Ammonia emissions from agriculture as a component of its nitrogen balance and some proposals for their adequate reduction. *Ammonia in the environment – cycles effects, reduction, Braunschweig, FRG, 1990: 68.*
- ISERMANN, K : A, Agriculture ,s share in the emission of trace gases affectingthe climate and B, Some cause - oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Global Clim.Change Conf.*, 1992, Bad Durkheim, Germany, 1992: 25.
- KILLHAM, K.: *Soil ecology.* Cambridge University Press, 1994: 241.
- KLUY, M.J. - REDDY C.A. *Current Perspectives in Microbial Ecology.* Am.Soc. for Microbiol., Washington, USA, 1984: 78.
- KOPČANOVÁ, Ľ. : Mikrobiológia pôdy In : Marendiak, D. - Kopčanová, Ľ. – Leitgeb, S. : *Poľnohospodárska mikrobiológia. Vyd.1., Príroda Bratislava, 1987: 170.*
- LEISINGER, T. : Microbial degradation of problematic waste air components. *Biotec, Vol.2,* Gustav Fischer , Stuttgart, NewYork, 1988: 125 - 133

LESON, G. - WINER, A.M. : Biofiltration : an innovative air pollution control technology for VOC emissions. Air and Waste Management Association 41 (8), 1991: 1045 - 1054.

MANDELÍKOVÁ, M.: Ovplyvnenie účinnosti ČOV, budovaných pri veľkovýkrmni ošípaných, Projekt dizertačnej práce, Košice 1996.

MAŇKOVSKÁ, B.: Vplyv znečistenia ovzdušia na slovenské lesy. Životné prostredie, 1,1994: 26 - 29.

MARENDIAK, D. - KOPČANOVÁ, Ľ. - LEITGEB, S. : Poľnohospodárska mikrobiológia. Vyd. 1. Príroda Bratislava 1987: 9.

MONTENY, G. J. : Stand der Forschung zur Minderung der NH₃ – Emissionen und Aussichten für die Zukunft. Proc. KTBL/VDI- Symposium " Ammoniak in der Umwelt", KTBL - Schrift, Darmstadt, 1991: 38.

MUMPTON, F.A., FISHMAN, P.H.: The application of natural zeolites in animal science and agriculture. J.Anim. Sci., 45, 1977: 1188 - 1203.

ONDRAŠOVIČ, M. - PARA, Ľ. - ONDRAŠOVIČOVÁ, O. - VARGOVÁ, M. - KOČIŠOVÁ, A.: Veterinárna starostlivosť o životné prostredie. DataHelp, Košice, 1996: 109.

OTTENGRAF, S.P.P.: Biological systems for waste gas elimination, Elsevier Publications, Cambridge, Vol.5, Tibtech - May 1987: 132 - 136.

OTTENGRAF, S.P.P.- DIKS, R.M.M.: Process technology of biotechniques, Dragt AJ & Ham J., Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies, Proceedings of an Int. Symp., Maastricht, The Netherlands, 1991: 71 - 76.

PAIN, B.F. - PHILLIPS, V.R.: Measurement and control of odour and ammonia emissions from livestock production. Part I : Landspreading livestock wastes . In : Int. Conf. Of problems and Solutions for Emissions of Malodorous Components, Ljubljana, 1993: 65 - 76.

PHILLIPS , V.R. - PAIN, B.F., - HARTUNG, J.: Measurement and control of odour and ammonia emissions from livestock production. Part II : Livestock buildings and waste stores. In: Int. Cong. Of Problems and Solutions for the Emissions of Malodorous Components, Ljubljana, 1993: 77- 93.

ROTH, M.: Biofilter in der praxis. Prvo mednarodno posvetovanje, Problemi in reševanje emisij smradu., Zbornik referatov, Ljubljana , 29.april 1993: 153 - 162.

SABO, F.: Biofilter: Verfahrertechnische Grundlagen Planung und Dimensionierung, Problemi in reševanje emisij smradu, Zbornik referatov, Ljubljana, 29. april 1993: 123 - 139.

SASÁKOVÁ, N. - VENGLOVSKÝ, J. - PAČAJOVÁ, Z. - GALAJDA, R. - PLACHÁ, I. - PETROVSKÝ, M.: Vplyv teploty na absorpčné vlastnosti prírodných zeolitov pevnej frakcii exkrementov ošípaných. Zborník z medzinárodnej ved. konferencie "Ekológia a veterinárna medicína III.,Košice, máj 1996: 143 - 148.

SEDLÁČEK, M: Metódy rozboru kalov a pevných odpadov, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1978: 406 - 407.

SCHIRZ, S.: Biologische Abluftreinigung, In : Nielsen V.C. et al. "Odour and ammonia emissions from livestock farming ", Elsevier Applied Science, London , 1991: 31.1 - 31.12.

SCHIRZ, S. : Practical applications of bioscrubbing technique to reduce odour and ammonia. In : Nielsen V.C. et al. "Odour and ammonia emissions from livestock farming ", Elsevier Applied Science, London, 1991: 82 - 91.

SLATER, J.H. - GODWIN, D.: Microbial adaptation and selection . Contemporary Microbial Ecology. Academic Press, London, 1980: 85.

STN 83 0531 : Mikrobiologický rozbor povrchovej vody, časť 3 - 5, 1978

STN 83 0540 : Chemický a fyzikálny rozbor odpadových vôd, 1982.

STN 83 4728 :Meranie emisi amoniaku zo zdrojov znečisťovania ovzdušia., časť 3.

ŠTĚPÁNEK, I.: Biologické metody vyšetřování vod ve zdravotnictví, Avicenum, Praha, 1982: 379.

TOGNA, A.P. - SINGH, M. : Biological vapor - phase treatment using biofilter and biotrickling filter reactors : Practical operating regimes., *Environmental Progress* vol.13, No.2, May, 1994: 94 - 97.

TOLGYESSY, a kol. : *Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia* . VEDA Bratislava, 1989: 536.

VAN DER WEGHE , H.: Technische Möglichkeiten zur Emissionminderung in der Schweinehaltung. Eugen Ohner Verlag, GmbH and Co., Stuttgart, 1993: 445 - 453.

VAN LANGENHOVE, H. - LOOTENS, A. - SCAMP, N.: Elimination of ammonia from pigsty ventilation air by wood bark biofiltration. *Med.Fac. Landbouww. Rijksuniv Gent* 53, 1988: 1963 - 1969.

VDI 3477 : Biologische Abluftreinigung - Biofilter , Available from Beuth Verlag GmbH, Berlin, 1991

VRBA, J.: Vliv podmínek prostředí na výskyt a průběh nitrifikace v povrchových vodách. Kandidátska dizertačná práca, HU ČSAV, České Budějovice, 1988:121.

WECKHUYSEN, B - VRIENS, H.: Biotreatment of ammonia- and butanal-containing waste gases, *Appl. Microbiol. Biotechnology*, 42, 1994: 147 - 152.

WILLIAMS, T.O. - MILLER, F.C. : Odor control using biofilters, Part I, *BioCycle Magazine*, Vol.33, No.10, , October 1992: 72 – 77.