

UNIVERZITA KOMENSKÉHO V BRATISLAVE
PRÍRODOVEDECKÁ FAKULTA

**OSUD VETERINÁRNYCH LIEČIV V ŽIVOTNOM
PROSTREDÍ: ICH SORPCIA VO VODÁCH
A IMOBILIZÁCIA V PEVNÝCH MATRICIACH**

Bakalárska práca

UNIVERZITA KOMENSKÉHO V BRATISLAVE
PRÍRODOVEDECKÁ FAKULTA

**OSUD VETERINÁRNYCH LIEČIV V ŽIVOTNOM
PROSTREDÍ: ICH SORPCIA VO VODÁCH
A IMOBILIZÁCIA V PEVNÝCH MATRICIACH**

Bakalárska práca

Študijný program: environmentalistika
Študijný odbor: ekologické a environmentálne vedy
Školiace pracovisko: Katedra Geochémie
Školiteľ: Mgr. Veronika Špirová, PhD.

Bratislava 2026

Sofia Frišnicová



Univerzita Komenského v Bratislave
Prírodovedecká fakulta

ZADANIE ZÁVEREČNEJ PRÁCE

Meno a priezvisko študenta: Sofia Frišnicová
Študijný program: environmentalistika (Jednoodborové štúdium, bakalársky I. st., denná forma)
Študijný odbor: ekologické a environmentálne vedy
Typ záverečnej práce: bakalárska
Jazyk záverečnej práce: slovenský
Sekundárny jazyk: anglický

Názov: Osud veterinárnych liečiv v životnom prostredí: ich sorpcia vo vodách a imobilizácia v pevných matriciach

Fate of veterinary pharmaceuticals in the environment: their sorption in aquatic systems and immobilization in solid matrices

Literatúra: Alhalabi, A.M., Meetani, M.A., Shabib, A., Maraqa, M.A. (2024). Sorption of pharmaceutically active compounds to soils: a review. *Environmental Sciences Europe*, 36, 161. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00984-9>.
Bastos, M.C., Soubrand, M., Le Guet, T., Le Floch, É., Joussein, E., Baudu, M., Casellas, M. (2020). Occurrence, fate and environmental risk assessment of pharmaceutical compounds in soils amended with organic wastes. *Geoderma*, 375, 114498. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114498>.
Bimová, P., Roupčová, P., Klouda, K., Matějová, L., Vojs Staňová, A., Grabicová, K., Grabic, R., Majová, V., Híveš, J., Špalková, V., Gemeiner, P., Celec, P., Konečná, B., Bírošová, L., Krahulcová, M., Mackuřák, T. (2021). Biochar – An efficient sorption material for the removal of pharmaceutically active compounds, DNA and RNA fragments from wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 105746. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105746>.
Delgado, N., Orozco, J., Zambrano, S., Casas-Zapata, J.C., & Marino, D. (2023). Veterinary pharmaceuticals as emerging contaminants in wastewater and surface water: An overview. *Journal of Hazardous Materials*, 460, 132431. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132431>.
Ding, C., Lang, Y., Xiao, L., Zhan, X., & Shi, L. (2025). Veterinary antibiotics in contaminated animal manure: Fate, removal challenges, and future perspectives on conventional and emerging technologies. *Emerging Contaminants*, 11, 100515. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100515>.
Gaballah, M.S., Guo, J., Sun, H., Aboagye, D., Sobhi, M., Muhmood, A., & Dong, R. (2021). A review targeting veterinary antibiotics removal from livestock manure management systems and future outlook. *Bioresource Technology*, 333, 125069. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125069>.
Gros, M., Mas-Pla, J., Boy-Roura, M., Geli, I., Domingo, F., Petrvic, M. (2019). Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: Findings from an experimental field site (Baix Emporda, NE Catalonia). *Science of the Total Environment*, 654, 1337-1349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.061>.
Kulandaivelu, J., Gao, J., Song, Y., Shrestha, S., Li, X., Li, J., Doederer, K., Keller, J., Yuan, Z., Mueller, J. F., Jiang, G. (2019). Removal of Pharmaceuticals



- and Illicit Drugs from Wastewater Due to Ferric Dosing in Sewers, 53, 6245-6254. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.8b07155>.
- Im, H., Yeo, I., Heechul, C. (2016). Fate of veterinary antibiotics in riverine soils: evaluation of applicability in riverbank filtration. *Desalination and Water Treatment*, 56, 20457-20463. doi: 10.1080/19443994.2015.1112979.
- Imreová, Z., Vojs Staňová, A., Zažímal, F., Debnárová, S., Vrána, L., Petrovičová, N., Tulipánová, A., Lukáč, T., Végh, D., Stýskalík, A., Mackulák, T., Homola, T. (2024). Low-cost carbon-based sorbents for the removal of pharmaceuticals from wastewaters. *Journal of Water Process Engineering*, 61, 105181. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105181>.
- Li, Y., He, J., Qi, H., Li, H., Boyd, S.A., Zhang, W. (2020). Impact of biochar amendment on the uptake, fate and bioavailability of pharmaceuticals in soil-radish systems. *Journal of Hazardous Materials*, 398, 122852. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122852>.
- Nguyen, M.-K., Lin, C., Nguyen, H.-L., Hung, N.T.Q., La D.D., Nguyen, X.H., Chang, S.W., Chung, W.J., Nguyen, D.D. (2023) Occurrence, fate, and potential risk of pharmaceutical pollutants in agriculture: Challenges and environmentally friendly solutions. *Science of the Total Environment*, 899, 165323. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165323>.
- Rakonjac, N., van der Zee, S.E.A.T.M., Wipfler, L., Roex, E., Kros, H. (2022). Emission estimation and prioritization of veterinary pharmaceuticals in manure slurries applied to soil. *Science of the Total Environment*, 815, 152938. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152938>.
- Rakonjac, N., van der Zee, S.E.A.T.M., Wipfler, L., Roex, E., Urbina, C.A.F., Borgers, L.H., Ritsema, C.J. (2023). An analytical framework on the leaching potential of veterinary pharmaceuticals: A case study for the Netherlands. *Science of the Total Environment*, 859, 160310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160310>.
- Rath, S., Foster, A.H., Pereira, L.A., Dioniso, A.C., de Oliveira Ferreira, F., Doretto, K.M., Peruchi, L.M., Viera, A., de Oliveira Neto, F., Dal Bosco, S.M., Martínez-Mejía, M. (2019). Sorption behaviors of antimicrobial and antiparasitic veterinary drugs on subtropical soils. *Chemosphere*, 214, 111-122. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.083>.
- Thalmann, M., Neubert, L., Klitzke, S., Ruhl, A.S., Peters, A. (2025). Sorption of Organic Micropollutants to an Agricultural Soil: Effect of Ionic Strength, Cation Valence and pH. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236-253. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-07885-4>.
- Williams, M., Martin, S., Kookana, R. S. (2015). Sorption and plant uptake of pharmaceuticals from an artificially contaminated soil amended with biochars. *Plant Soil*, 395: 75-86. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2421-9>.
- Vinayagam, V., Murugan, S., Kumaresan, R., Narayanan, M., Sillanpää, M., Vo, D.V.N., Kushawa, O. S., Jenis, P., Potdar, P., Gadiya, S. (2022). Sustainable adsorbents for the removal of pharmaceuticals from wastewater: A review. *Chemosphere*, 300, 134597. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134597>.

**Kľúčové
slová:**

veterinárne liečivá, statkové hnojivá, pôda, vodné ekosystémy, sorbent, mobilita



Univerzita Komenského v Bratislave
Prírodovedecká fakulta

Anotácia: Mikropolutanty, ako napr. liečivá, vrátane veterinárnych liečiv sa v životnom prostredí nachádzajú vo veľmi nízkych koncentráciách, no napriek tomu predstavujú environmentálne a zdravotné riziko. Veterinárne liečivá sa do životného prostredia dostávajú najčastejšie aplikáciou statkových hnojív do pôdy, odkiaľ môžu migrovať do ostatných zložiek životného prostredia alebo vstupovať do živých organizmov. Mobilita a biodostupnosť liečiv je prioritne závislá od procesov sorpcie a desorpcie, na ktoré vplývajú vlastnosti prostredia a tiež vlastnosti samotných liečiv. Aplikácia rôznych činidiel do pevných matric môže viesť k imobilizácii liečiv a zníženiu rizika plynúceho z ich prítomnosti v životnom prostredí. Činidlá môžu pochádzať z rôznych odpadových materiálov alebo druhotných surovín, ktorých použitie podporuje obehové hospodárstvo a predchádza tak vzniku odpadov. Imobilizácia liečiv v pôdach je zvlášť vhodná pri difúznom znečistení väčšieho rozsahu, čo je typické pre poľnohospodársky využívané pôdy. Cieľom bakalárskej práce bude oboznámenie sa s aktuálnou problematikou liečiv, s dôrazom na veterinárne liečivá a ich sorpciu vo vodách a imobilizáciu v pevných matriciach (statkové hnojivá, pôdy).

Vedúci: Mgr. Veronika Špirová, PhD.
Oponent: Ing. Hana Horváthová, PhD.
Katedra: PriF.KGCh - Katedra geochemie
PriF vedúci katedry: doc. RNDr. Ľubomír Jurkovič, PhD.

Dátum zadania: 24.04.2025

Dátum schválenia: 11.05.2026

doc. RNDr. Ľubomír Jurkovič, PhD.
vedúci katedry

.....
študent

.....
vedúci práce

Čestné vyhlásenie

Čestne vyhlasujem, že celú bakalársku prácu na tému Osud veterinárnych liečiv v životnom prostredí: ich sorpcia vo vodách a imobilizácia v pevných matriciach, vrátane všetkých jej príloh a obrázkov, som vypracovala samostatne, a to s použitím literatúry uvedenej v priloženom zozname a nástrojov umelej inteligencie. Vyhlasujem, že nástroje umelej inteligencie som použila v súlade s príslušnými právnymi predpismi, akademickými právami a slobodami, etickými a morálnymi zásadami za súčasného dodržania akademickej integrity. Nástroje umelej inteligencie boli použité na preklad, jazykové a štylistické korekcie, ako aj na vyhľadávanie literárnych zdrojov a konzultáciu vybraných tém.

V Bratislave, 15.5.2026

.....

Sofia Frišnicová

Pod'akovanie

Ďakujem svojej školiteľke Mgr. Veronike Špirovej, PhD. za ochotu, cenné rady a najmä trpezlivosť, s ktorou ma sprevádzala počas celého procesu písania mojej záverečnej práce. Verím, že jej zodpovedné vedenie prispelo k skvalitneniu obsahu, štruktúry a odbornej stránky mojej bakalárskej práce.

Abstrakt

Frišnicová, Sofia: Osud veterinárnych liečiv v životnom prostredí: ich sorpcia vo vodách a imobilizácia v pevných matriciach.

Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochemie,
Bakalárska práca, 2026, 56 strán

Veterinárne liečivá (VL) sa v posledných desaťročiach stali neodmysliteľnou súčasťou produkcie živočíšnych výrobkov. Do povrchových, podzemných vôd a pôd sa dostávajú aplikáciou kontaminovaného živočíšneho hnoja, produktov z čistiarní odpadových vôd a farmaceutických tovární. Súčasné výskumy poukazujú na environmentálne aj zdravotné riziká plynúce z kontaminácie prírodných zložiek prostredia rezíduami VL, najmä antibiotikami. Sorpcia, degradácia a mobilita, patria medzi základné procesy, ktorým VL v jednotlivých matriciach podliehajú. Tieto mechanizmy sú ovplyvňované fyzikálno-chemickými vlastnosťami prostredia (napr. pH, teplota, množstvo organickej hmoty, oxihydroxidov železa a iné), ako aj samotných liečiv najmä ich polaritou, acidobázickým charakterom, hydrofóbnosťou a inými. Poznanie týchto vlastností umožňuje výber vhodných sorpčných materiálov pre efektívne odstraňovanie jednotlivých druhov VL z životného prostredia. Tieto sorpčné materiály môžu byť anorganického alebo organického pôvodu, pričom v súčasnosti sa využíva najmä aktívne uhlie, biochar, ílové minerály, materiály na báze železa, či rôzne nanomateriály a kompozity.

Kľúčové slová: veterinárne liečivá, statkové hnojivá, pôda, vodné ekosystémy, sorbent, mobilita

Abstract

Frišnicová, Sofia: The fate of veterinary pharmaceuticals in the environment: their sorption in aquatic systems and immobilization in solid matrices.

Comenius University in Bratislava, Faculty of Natural Sciences, Department of Geochemistry, Bachelor thesis, 2026, 56 pages

Veterinary pharmaceuticals (VP) have become an essential part of livestock production in recent decades. They enter surface water, groundwater, and soils mainly through the application of contaminated animal manure, effluents from wastewater treatment plants, and pharmaceutical factories. Current research highlights both environmental and human health risks associated with the contamination of natural environmental compartments by residues of VP, particularly antibiotics. Sorption, degradation, and mobility are among the fundamental processes governing the fate of VP in individual environmental matrices. These mechanisms are influenced by the physicochemical properties of the environment (such as pH, temperature, organic matter content, iron oxyhydroxides, and others), as well as by the single properties of the compounds themselves, particularly their polarity, acid – base character, hydrophobicity, and other related characteristics. Understanding these properties enables the selection of suitable sorbent materials for the efficient removal of various types of VP from the environment. These sorbent materials may be of either inorganic or organic origin, with currently the most used materials such as activated carbon, biochar, clay minerals, iron – based materials, and various nanomaterials and composites.

Key words: veterinary pharmaceuticals, manure, soil, aquatic ecosystems, sorbent, mobility

Predhovor

Súčasná miera kontaminácie jednotlivých zložiek životného prostredia veterinárnymi liečivami a ich narastajúca spotreba vyvolávajú otázky o ich vplyve na živé organizmy a zdravie ekosystémov. Práve prítomnosť týchto kontaminantov v povrchových, podzemných vodách, pôdach, ale aj potravinách, ktoré sa dostávajú na náš stôl, ma donútila uvedomiť si o aký rozsiahly problém ide a vyvolala vôľu študovať spôsoby, ktoré by ich dopady dokázali zmierniť. To je zároveň aj dôvod, prečo ma táto téma zaujala natoľko, aby som sa prostredníctvom svojej bakalárskej práce o nej dozvedela čo najviac.

Moja práca je literárnou rešeršou sumarizujúcou štúdie skúmajúce vstup a osud veterinárnych liečiv v životnom prostredí, ako aj spôsoby ich sorpcie vo vodách a imobilizácie v pevných matriciach pomocou organických a anorganických sorbentov.

Informácie obsiahnuté v tejto práci môžu poslúžiť ako zdroje pre ďalšie výskumy a štúdie zaoberajúce sa témou sorpcie za účelom sanácie životného prostredia znečisteného veterinárnymi liečivami.

Obsah

ÚVOD	14
1 Veterinárne liečivá	15
1.1 História veterinárnych liečiv	15
1.2 Legislatívny rámec	16
1.3 Spotreba veterinárnych liečiv v SR a vo svete	18
1.4 Alternatívy veterinárnych liečiv/antibiotík	21
2 Zdroje a výskyt veterinárnych liečiv v životnom prostredí	22
2.1 Skládky odpadov	22
2.2 Čistiare odpadových vôd	23
2.3 Chov hospodárskych zvierat	24
2.4 Chov spoločenských zvierat	26
2.5 Znečistenie povrchových a podzemných vôd	28
2.6 Znečistenie pôd	29
3 Osud veterinárnych liečiv v životnom prostredí	31
3.1 Sorpcia veterinárnych liečiv	31
3.2 Degradácia veterinárnych liečiv	35
3.3 Mobilita veterinárnych liečiv	36
3.4 Toxicita veterinárnych liečiv	38
4 Sorpcia a imobilizácia veterinárnych liečiv ako remediačná metóda	41
ZÁVER	48
ZOZNAM LITERATÚRY	49

ZOZNAM OBRÁZKOV

Obrázok 1 Podiel predaných VL určených pre zvieratá produkujúce živočíšne produkty v % v EÚ (Upravené podľa EMA, 2025a).....	19
Obrázok 2 Používanie antimikrobiálnych látok podporujúcich rast v jednotlivých regiónoch. Počet účastníkov analýzy – 157 (Upravené podľa WOAHI, 2025).....	21
Obrázok 3 Procesy, ktorým VL v prostredí podliehajú	31
Obrázok 4 Mechanizmy sorpcie pomocou rôznych interakcií liečiv so sorbentom v životnom prostredí (Upravené podľa Vinayagam a kol., 2022).....	32
Obrázok 5 Lokality maximálneho vylúhovania VL (oranžové trojuholníky): sulfadiazín (A), flubendazol (B) (Rakonjac a kol.,2023).....	36
Obrázok 6 Lokality maximálneho vylúhovania dexametazónu (Rakonjac a kol., 2023)....	37
Obrázok 7 Prítomnosť erytromycínu v póroch aktívneho uhlia (Gholamiyan a kol., 2020)	42
Obrázok 8 Povrch biocharu pod elektrónovým mikroskopom (Idapuganti a kol., 2024) ...	43
Obrázok 9 Povrch montmorillonitu pod elektrónovým mikroskopom (Zhou a kol., 2024)	46
Obrázok 10 Biokompozitné vlákna na báze vápenatého alginátu s oxidom grafénu (A) (Wu a kol., 2013) a nanovrstvy oxidu grafénu (B) (Rostamian a Behnejad, 2016)	47

ZOZNAM TABULIEK

Tabuľka 1 Koncentrácie VA v environmentálnych matriciach na skládkach	23
Tabuľka 2 Koncentrácie VA v čistiarenskom kale a odpadových vodách	24
Tabuľka 3 Koncentrácie VA v hnoji a hnojivách na báze hnoja	26
Tabuľka 4 Koncentrácie VL určených pre spoločenské zvieratá v necieľových živočíchoch a vode z bazéna	27
Tabuľka 5 Koncentrácie VL v povrchových a podzemných vodách	29
Tabuľka 6 Koncentrácie VA v pôdach	30
Tabuľka 7 Vlastnosti a potenciál lúhovania VL z pôdy (Pan a Chu, 2017).....	38
Tabuľka 8 Koncentrácie VA v rastlinách, slepačích vajciach, vode využívanej na chov rýb a rybích orgánoch.....	40

ÚVOD

S narastajúcou ľudskou populáciou rastie aj potreba zvyšovania produkcie živočíšnych výrobkov. V snahe zvýšiť efektivitu produkcie sa zvieratám v chovoch do stravy pridávajú VL ako sú antimikrobiálne látky, analgetiká či rastové hormóny, ktoré slúžia ako prevencia vzniku a šírenia chorôb a napomáhajú zrýchleniu ich rastu. Celosvetovo sa ich spotreba pohybuje v stovkách tisícov ton ročne. Po podaní nie sú VL častokrát v zažívacom trakte zvierat dokonale spracované a spolu s produktami ich metabolismu končia na poľnohospodárskej pôde ako hnojivo. Atmosférickými zrážkami sa následne lúhujú do životného prostredia a vytvárajú tak riziko pôsobenia na necieľové organizmy.

Veterinárne liečivá sa okrem hnojenia statkovým hnojom do životného prostredia dostávajú aj prostredníctvom produktov z čistiarenských kalov a odpadových vôd či lúhovaním zo skládok komunálneho odpadu. Okrem chovu hospodárskych zvierat sa VL hojne podávajú aj spoločenským zvieratám, a tým sa dostávajú do mestských odpadových vôd a prispievajú tak k znečisteniu vodných tokov.

Hoci je v súčasnosti preferované nahrádzanie syntetických hnojív organickými, z environmentálneho hľadiska nemožno ignorovať dopady VL v hnoji na pôdnu mikrobiotu a iné necieľové organizmy. Nebezpečenstvo plyní najmä zo vzniku antibiotickej a multiliekovej rezistencie, teda stavu, pri ktorom mikroorganizmy (baktérie, huby, vírusy) strácajú citlivosť na liečivá, ktoré ich predtým zabíjali alebo inhibovali ich rast. Riziko šírenia antibiotickej rezistencie predstavuje okrem environmentálneho problému aj významnú hrozbu pre zdravie celej ľudskej populácie, najmä pri potrebách liečenia rozsiahlych epidémií.

Cieľom bakalárskej práce bolo identifikovať hlavné zdroje VL, uviesť ich súčasné koncentrácie v jednotlivých matriciach a ich potenciálny osud v životnom prostredí, v ktorom môžu byť mobilné a predstavovať tak zdroj toxicity pre živé organizmy. Cieľom bolo tiež objasniť sorpčné a imobilizačné mechanizmy prirodzene prebiehajúce vo vodách a v pevných matriciach a nakoniec priblížiť vlastnosti jednotlivých anorganických a organických sorbentov a ich využitie pri remediácii životného prostredia znečisteného liečivami.

1 Veterinárne liečivá

Nárast ľudskej populácie zapríčinil potrebu zvýšenia efektivity produkcie živočíšnych výrobkov. Jedným z významných prostriedkov na zabezpečenie tejto efektivity sú práve VL. Legislatíva SR definuje liečivo ako „chemicky jednotnú alebo nejednotnú látku ľudského, rastlinného, živočíšneho alebo chemického pôvodu, ktorá je nositeľom biologického účinku využiteľného na ochranu pred chorobami, na diagnostiku chorôb, liečenie chorôb alebo na ovplyvňovanie fyziologických funkcií“ (Zákon č. 362/2011 Z.z.).

1.1 História veterinárnych liečiv

Odhaduje sa, že počiatky veterinárnej medicíny pravdepodobne siahajú až do obdobia prvej domestikácie zvierat, približne do obdobia 10 000 pred našim letopočtom. Podľa najstarších dôkazov sa v čínskej veterinárnej medicíne používali na liečbu koliky u koní akupunktúra a bylinky. V období stredoveku začala starostlivosť o zdravie zvierat upadať. Až vplyvom osvietenstva sa začali ľudia znovu zaujímať o zdravotný stav domácich zvierat, pretože zistili, že zdravie ich dobytku výrazne ovplyvňuje aj ich vlastné. Postupne začali v Európe vznikať prvé školy so zameraním na veterinárnu medicínu (Mark, 2020). Po druhej svetovej vojne, v 40. až 50. rokoch 20. storočia, sa postupne začali zavádzať prvé VL, ktoré znižovali chorobnosť a úmrtnosť hospodárskych zvierat. Po objavení penicilínu Alexandrom Flemingom v roku 1928 sa postupne rozvíjal potenciál ďalších syntetických antibiotík. Tento objav položil základy vzniku antibiotík, ktoré bojujú s bakteriálnymi infekciami. Sulfónamidy, aminoglykozidy, ktorých použitie bolo určené najmä na liečenie zranených vojakov na fronte, sa postupne začali využívať na liečenie hospodárskych zvierat. V 50. rokoch došlo k objavu bacitracínov, tetracyklínov, chloramfenikolu a mnohých ďalších rastovo stimulačných antibiotík, ktoré sú dodnes používané, avšak s mnohými obmedzeniami. Najmä kvôli ich stimulačným účinkom na rast, sa čoraz viac začali využívať najskôr v USA a potom celosvetovo. Nasledoval objav vankomycínu s podobnými rastovo stimulačnými účinkami, s ktorým sa spája jeden z najznámejších prípadov antibiotickej rezistencie (prispôsobenie mikróba na antibiotikum, ktoré ho predtým dokázalo eliminovať) v histórii. V Európe sa v 80. – 90. rokoch minulého storočia využíval rastový stimulátor avoparcín, ktorý vďaka svojej podobnosti s vankomycínom, viedol k vzniku vankomycínu rezistentnému kmeňu enterokokov (VRE). Používaním avoparcínu dochádzalo k vývinu VRE, ktoré sa po konzumácii živočíšnych výrobkov prenieslo na ľudí. Časom sa zistilo, že enterokoky sú jednou z hlavných príčin nemocničných infekcií, ktorých posledným riešením

bolo podanie vankomycínu pacientovi. Enterokoky, však získali gén rezistencie voči vankomycínu, preto nebolo jeho podávanie už viac efektívne. Ako riešenie tejto krízy bol v Európe, v roku 1997 zakázaný avoparcín, vďaka čomu v nasledujúcich rokoch došlo k výraznému poklesu VRE (Prescott, 2017).

Od 60. rokov minulého storočia sa okrem VL pri chove hospodárskych zvierat využívajú aj rastové stimulatory. Tieto látky sú pridávané do krmív alebo sú aplikované injekčne za účelom podpory využitia krmiva, stimulácie rastu alebo zvýšenia produkcie mlieka. Pôvodne boli rozšírené najmä u hovädzieho dobytku a brojlerov (rýchlo rastúcich kurčiat). V minulosti sa napríklad u oviec a hovädzieho dobytku používala zlúčenina dietylstilbestrol, nesteroidný estrogén podporujúci rast a chudosť mäsa. Po preukázaní karcinogenity v roku 1979 americký Úrad na kontrolu potravín a liečiv používanie tejto látky zakázal. Od roku 1982 dietylstilbestrol plne nahradili implantáty na báze estrogénu najmä estradiol a zeranol (Preston, 1999). V roku 2007 Európsky úrad pre bezpečnosť potravín spracoval údaje z analýzy rezíduí o rizikách používania komerčných rastových stimulatorov napríklad estradiol-17 β , progesterón a testosterón. Zistili, že na niektoré rizikové skupiny (napr. deti v predpubertálnom veku) môžu tieto hormóny pôsobiť karcinogénne a poškodzovať endokrinný systém. Okrem toho môžu reziduá hormónov nepriaznivo ovplyvniť reprodukčný systém (Qaid a Abdoun, 2022). V súvislosti s estradiolom sa predpokladá jeho prepojenie s narastajúcim počtom pacientiek s rakovinou prsníka. Existujú dôkazy o karcinogenite hormónu estrogén, ktorý sa do tiel pacientiek dostáva práve prostredníctvom živočíšnych výrobkov obsahujúcich estradiol, viažuci sa na DNA a napomáhajúci jej poškodzovaniu (Nachman a Smith, 2015).

1.2 Legislatívny rámec

Legislatíva pre využívanie veterinárnych liečiv v SR

V SR veterinárnu starostlivosť upravuje Zákon č. 307/2025 Z.z. Tento zákon okrem iného, vymedzuje činnosti orgánov štátnej správy vo veterinárnej oblasti, ktorými sú Ministerstvo pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky, Štátna veterinárna a potravinová správa Slovenskej republiky, regionálne veterinárne a potravinové správy a Ústav kontroly veterinárnych liečiv, ktorý schvaľuje uvádzanie VL na trh, ich distribúciu a prípravu. Zákon č. 362/2011 Z.z. o liekoch a zdravotníckych pomôckach upravuje práva a povinnosti v oblasti nakladania s humánnymi a VL a ich bezpečnosť. Zákon č. 17/2018 Z.z. o veterinárnych prípravkoch a veterinárnych technických pomôckach

ustanovuje podmienky využívania, schvaľovania a oznamovania uvádzania na trh. Ďalej tento zákon upravuje podmienky klinického hodnotenia a skúšania veterinárnej pomôcky, alebo prípravku, rovnako ako aj práva a povinnosti a dohľad nad zaobchádzaním s nimi. Zároveň sa SR ako člen Európskej únie (EÚ) zaväzuje plniť práva a povinnosti vyplývajúce zo smerníc orgánov EÚ a príslušných inštitúcií zabezpečujúcich bezpečnosť živočíšnych výrobkov.

Legislatíva pre využívanie veterinárnych liečiv vo svete

Európska únia v roku 2017 v rámci programu boja proti antimikrobiálnej rezistencii prijala akčný plán s názvom „Jedno zdravie“. Ciele tohto akčného plánu zahŕňajú 3 princípy týkajúce sa ochrany ľudského zdravia, zdravia zvierat a životného prostredia. Ako podporu tohoto cieľa prijala EÚ usmernenia týkajúce sa obmedzovania spotreby VL v chove hospodárskych zvierat za účelom zachovania ich účinnosti (EÚ, 2019). Dohľad nad tým vykonáva Európska agentúra pre lieky (EMA) (EÚ, 2004). Nariadením EÚ 2017/625 z 15. marca 2017 boli zriadené Referenčné laboratória spoločenstva pre rezíduá, ktoré zabezpečujú transparentnosť a technické zázemie laboratórnych metód a validačných postupov. Výsledky každoročne predkladaná EK najneskôr do 31. marca príslušného kalendárneho roka. V prípade potvrdenia vyššieho množstva rezíduí než je stanovený maximálny limit rezíduí (MRL), Veterinárny orgán EÚ podnikne kroky na vyšetrenie dôvodov zvýšeného obsahu veterinárnych rezíduí vo výrobkoch.

V Európskej únii upravujú legislatívu využívania VL nariadenia Európskeho parlamentu a Rady Európskej únie/Európskeho spoločenstva (EÚ/ES). Nariadenie EÚ 2019/6 z 11. decembra 2018 o veterinárnych liekoch stanovuje „pravidlá uvedenia veterinárnych liekov na trh, pravidlá ich výroby, dovozu, vývozu, dodávania, distribúcie, farmakovigilancie (dohľad nad nežiadúcimi účinkami liekov), kontroly používania“ (EÚ, 2019). Cieľom nariadenia je „stanoviť postupy spoločenstva pre povoľovanie, dozor a dohľad nad liekmi na humánne a veterinárne použitie, zriadiť a upraviť pôsobnosť EMA“. Nariadením Komisie EÚ č. 37/2010 z 22. decembra 2009 o farmakologicky účinných látkach a ich klasifikácii sa stanovujú maximálne limity VL a ich rezíduí v potravinách živočíšneho pôvodu (EÚ, 2010).

Vstupom Nariadenia EÚ 2019/6 do platnosti vznikla povinnosť členských štátov rešpektovať opatrenia a obmedzenia týkajúce sa ochrany pred šírením antibiotickej rezistencie a zabezpečenia dostupnosti potrebnej liečby pre ľudí a zvieratá v zmysle

konceptu „jedno zdravie“. Na základe tohto nariadenia sú krajiny Európskeho hospodárskeho priestoru od roku 2024 povinné každoročne poskytovať údaje o množstvách použitých antimikrobiálnych látok podľa jednotlivých druhov zvierat určených na produkciu potravín. Tieto údaje následne vyhodnocuje Európska agentúra pre dohľad nad spotrebou veterinárnych antimikrobiálnych látok (EÚ, 2019).

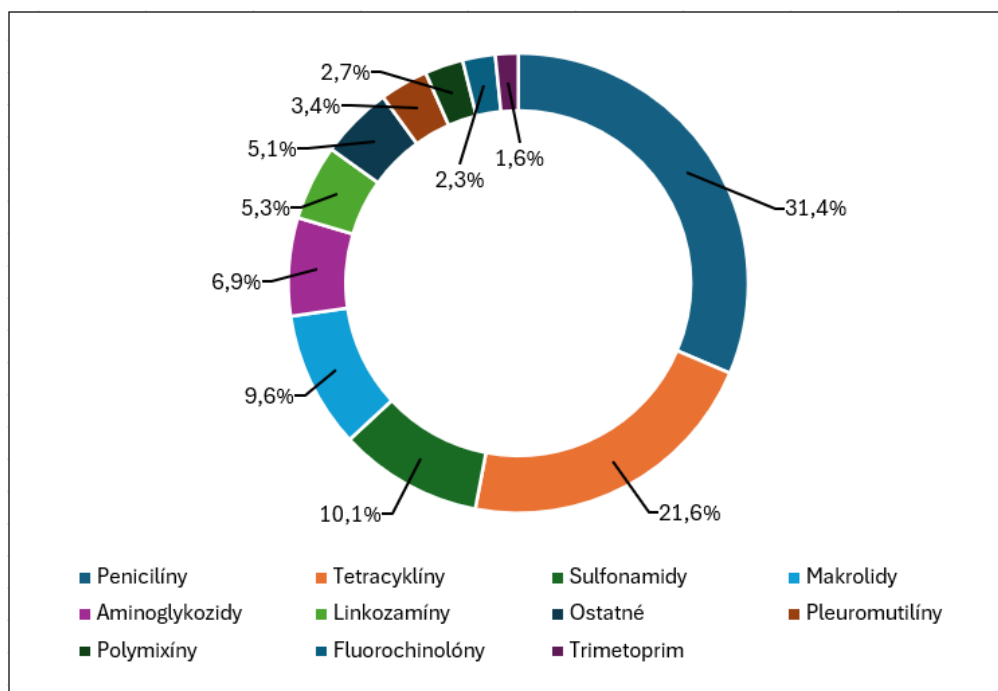
Podobné legislatívne opatrenia prijalo aj USA vo forme federálnych zákonov a smerníc. Jednou z najdôležitejších legislatívnych noriem je Federálny zákon o potravinách, liekoch a kozmetike, ktorý vstúpil do platnosti v roku 1938. Tento zákon spolu s jeho dodatkami je pravidelne aktualizovaný a novelizovaný, pričom upravuje okrem iného aj uvádzanie VL na trh, MRL veterinárnych liekov a kontrolu živočíšnych výrobkov vyprodukovaných v USA, či dovezených zo sveta. Od roku 2017 platí predpis, vychádzajúci z toho istého zákon, ktorý udáva povinnosť chovateľom hospodárskych zvierat mať povolenie na používanie farmaceutických antimikrobiálnych výrobkov určených pre hospodárske zvieratá. Povolenie na požívanie antimikrobiálnych látok schvaľuje a vydáva veterinár, ktorý disponuje znalosťou zdravotného stavu zvierat. V USA vykonáva kontrolu nad dovezenými živočíšnymi produktmi Úrad pre bezpečnosť a inšpekciu potravín, ktorý vydáva Červenú knihu o výsledkoch zaznamenaných rezíduí raz za 12 mesiacov. V prípade, že sa napríklad v živočíšnych výrobkoch nachádzajú vyššie hodnoty rezíduí než je povolené MRL, musí byť jatočné telo znehodnotené a výrobca potravín riadne vyšetrený (U.S. Government, 2026).

V Číne v roku 2015 Ministerstvo poľnohospodárstva a vidieckych záležitostí uzákonilo obmedzenie fluórochinolónových VL pre hospodárske zvieratá. Následne od začiatku roka 2020 bolo zakázané používanie všetkých doplnkových látok podporujúcich rast s výnimkou produktov čínskej tradičnej medicíny. Japonsko v roku 2008 prijalo legislatívu zakazujúcu používanie antibiotík ako doplnkových látok v kŕmnych zmesiach. Južná Kórea v roku 2011 úplne zakázala používanie antibiotických rastových stimulátorov (Zheng a kol., 2025).

1.3 Spotreba veterinárnych liečiv v SR a vo svete

Podľa výročnej správy EMA, predstavoval predaj veterinárnych liečiv v roku 2023 v krajinách EÚ, vrátane Nórska a Islandu, približne 4423 ton. Približná spotreba antimikrobiálnych látok vychádza z údajov o ich predaji. Tieto liečivá pozostávajú z antimikrobiálnych látok, prevažne veterinárnych antibiotík (VA). Slovenská republika

v tom istom roku hlásila predaj 10,5 tony antimikrobiálnych látok pozostávajúcich z antiprotozoík, antimykotík, antiinfekčných a antibakteriálnych látok. Percentuálny podiel SR v predaji týchto látok bol v roku 2023 0,24 % z celkového predaja v EÚ. Celkový predaj EÚ za rok 2023 je znázornený na Obrázok 1, pričom medzi najpredávanejšie patrili penicilíny, tetracyklíny a sulfónamidy (EMA, 2025a).



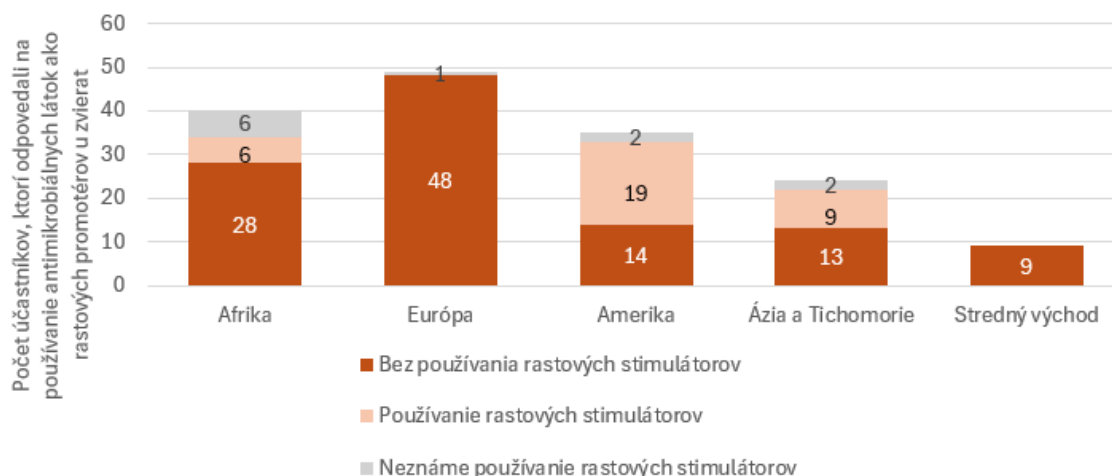
Obrázok 1 Podiel predaných VL určených pre zvieratá produkujúce živočíšne produkty v % v EÚ (Upravené podľa EMA, 2025a).

V EÚ v roku 2023 predaj VL, určených pre hospodárske zvieratá, dosiahol približne 98,4 % celkového množstva predaných VL v tonách. Medzi faktory ovplyvňujúce predaj liečiv patrili: výskyt chorôb u zvierat, vek a druhové zloženie populácie, podmienky chovu, postup liečby a dávkovanie liečiv. Podľa najnovšej výročnej správy bolo v EÚ zahrňajúc Nórsko aj Island, v roku 2024 spotrebovaných 4343 ton VL. Oproti roku 2023 je to pokles o 1,8 % (EMA, 2025b).

Svetová organizácia pre zdravie zvierat (WOAH) v roku 2025 publikovala Výročnú správu za rok 2022, z ktorej vyplýva, že takmer polovicu (46 %) svetovej spotreby VL tvoria penicilíny a tetracyklíny. Tieto látky sú podľa Svetovej zdravotníckej organizácie (WHO) klasifikované ako kriticky dôležité pre ľudské zdravie, ale nie nenahradiateľné v prípade nadobudnutia rezistencie voči nim. Naopak kriticky dôležité antimikrobiálne látky s najvyššou prioritou pre ľudské zdravie sú najmä cefalosporíny tretej, štvrtej a piatej generácie, fluorochinolóny a polymixíny (WHO, 2007). Dokopy bolo celosvetovo v roku

2022 spotrebovaných približne 70 648 ton antimikrobiálnych látok. (WOAH, 2025). Ostatné chované zvieratá – kožušinové zvieratá (líšky, norky), poštové holuby, psy, mačky, plazy, hlodavce a iné spoločenské zvieratá, ktoré neslúžia na produkciu potravín tiež prispievajú k spotrebe antimikrobiálnych liečiv. Z celkového predaja antimikrobiálnych látok v EÚ za rok 2024 v tonách, tvorili iba 1,5 %. Najnižšie predané množstvo bolo 0,09 ton (Malta) a najvyššie 16,2 ton (Francúzsko). V EÚ bol celkový predaj antimikrobiálnych látok pre túto skupinu zvierat 64,7 ton (EMA, 2025b). V Číne v roku 2014 dosiahla spotreba VA vrchol a odvtedy má klesajúcu tendenciu. Od roku 2014 do roku 2021 bol zaznamenaný výrazný pokles z približne 70 000 ton na 32 500 ton VA (Zheng a kol., 2025).

Podľa analýzy WOA (2025) v roku 2023 zo 157 zúčastnených členov, 34 (22 %) naďalej využíva pri chove hospodárskych zvierat antimikrobiálne látky podporujúce rast (Obrázok 2). Medzi tri najčastejšie hlásené antimikrobiálne látky s rastovými účinkami patria: bacitracín, tylozín a flavofosfolipol. Bacitracín je podľa WHO (2007) kategorizovaný ako dôležitý liek pre ľudskú medicínu, tylozín, patriaci do triedy makrolidov, je podľa WHO (2007) zaradený medzi kriticky dôležité antimikrobiálne látky s najvyššou prioritou, flavofosfolipol sa naopak u ľudí nepoužíva. Väčšina spotreby pochádza z troch regiónov: Ázia, Tichomorie a Amerika (WOAH, 2025). Povolenými rastovými hormónmi v USA v ušných implantátoch sú estradiol, progesterón, testosterón, zeranol a trenbolón acetát. V kŕmnych zmesiach je to raktopamín pre ošípané a melegestrol acetát pre jalovice (Stephany, 2009). Práve tieto látky sú okrem USA stále povolené a používané v mnohých krajinách mimo EÚ, v Kanade, Austrálii, Ázii, Afrike a Južnej Amerike (Quaid a Abdoun, 2022). V EÚ sú antimikrobiálne látky podporujúce rast zakázané od roku 2006 (WOAH, 2025).



Obrázok 2 Používanie antimikrobiálnych látok podporujúcich rast v jednotlivých regiónoch. Počet účastníkov analýzy – 157 (Upravené podľa WOA, 2025).

1.4 Alternatívy veterinárnych liečiv/antibiotík

V dôsledku narastajúceho nebezpečenstva antibiotickej rezistencie vznikla potreba vývoja náhrad s podobnými účinkami. Postupne sa vo veterinárnej medicíne začali objavovať imunomodulátory, ktoré liečia ochorenie indukciou, zosilnením alebo zoslabením imunitnej odpovede (Cheng a kol., 2014). Najrozšírenejšími imunomodulátormi sú vakcíny, ktoré stimulujú imunitný systém zvierat za účelom účinnej obrany proti šíreniu infekcie. Podľa štúdie Smith a kol. (2018) bola preukázaná účinnosť živej atenuovanej (oslabenej) baktérie *Samonella enterica* vo vakcíne Salmoporc u prasníc. Efekt vakcinácie bol dlhodobý od prasnica po výkrm pred porážkou. Veterinárne liečivá možno nahradiť immunoterapeutickými technológiami využitím imunoglobulínov ako prirodzenej obranyschopnosti organizmov; antimikrobiálnych peptidov pôsobiacej antibakteriálne, antifungálne a antivírusovo; cytokínovej terapie vďaka technológii zvýšenej produkcie cytokínov uľahčujúcej priebeh mastitídy u dojnic. Veľký potenciál má aj využívanie probiotík na báze baktérií mliečneho kvasenia ako prevencie proti vývinu mastitídy u dojnic, pre rast a výživu kurčiat, brojlerov a posilnenie mikroflóry u oviec či prasiat (Zamojska a kol., 2021). Ďalšou testovanou metódou je použitie zlúčenín zinku v podobe oxidu zinočnatého a iných kovov (meď, mangán, selén a iné) v stopových množstvách na zlepšenie fyziologických funkcií organizmu zvierat a stráviteľnosti krmiva. Podobne fungujú aj esenciálne oleje (olej z tymolu, zázvoru, klinčekov a pod.), byliny a koreniny (tymián, kurkuma, škoric, rasca, cesnak) (Ibeagha-Awemu a kol., 2025).

2 Zdroje a výskyt veterinárnych liečiv v životnom prostredí

Veterinárne liečivá, sa do životného prostredia dostávajú predovšetkým výlučkami hospodárskych zvierat, ich aplikáciou na poľnohospodársku pôdu, nesprávnou likvidáciou alebo ošetrovaním, lúhovaním zo skládok či prostredníctvom odpadových vôd z farmaceutických tovární (Albarano a kol., 2024).

2.1 Skládky odpadov

Jedným zo zdrojov znečistenia životného prostredia rezíduami VL sú skládky komunálneho odpadu. Sanitárne (bezpečné, hygienicky kontrolované) skládkovanie je jednou z najrozšírenejších metód likvidácie tuhého komunálneho odpadu. Na takéto skládky sa môže dostať kal z čistiarní odpadových vôd (ČOV) či podstielka spoločenských zvierat, ktoré môžu obsahovať reziduá VL. Veterinárne liečivá sa v okolí skládok následne rozširujú vylúhovaním prostredníctvom atmosférických zrážok (Song a kol., 2023).

Podľa nedávnych štúdií sú koncentrácie rezíduí VL, najmä VA na skládkach približne rovnako vysoké ako v iných matriciach (pôdach, sedimentoch, skládkových výluhoch, podzemných a odpadových vodách) v ich bezprostrednom okolí (Song a kol., 2023; Arun a kol., 2020; Wu a kol., 2015; Peng a kol., 2014). Najčastejšími triedami VA nachádzajúcimi sa v skládkových výluhoch sú sulfónamidy, tetracyklíny, fluórchinolóny, makrolidy a β -laktámy (Song a kol., 2023).

Veterinárne antibiotiká boli zistené v rôznych environmentálnych matriciach v tesnej blízkosti skládok v Číne (Guangzhou a Šanghaj) a v Indii (Chennai) (Tabuľka 1). Podzemná voda na skládke pri Guangzhou vykazovala zvýšené koncentrácie sulfónamidov a iných tried VA (Peng a kol., 2014). Zvýšené koncentrácie VA boli zaznamenané aj vo výluhu zo skládky pri Šanghaji a v pôde pod skládkou v Chennai (Arun a kol., 2020; Wu a kol., 2015).

Skládky obsahujú aj veľké množstvo mikroplastov, keďže 21-42 % celosvetového plastového odpadu končí na skládkach. Mikroplasty hrajú dôležitú úlohu v adsorpcii VL vďaka svojmu veľkému špecifickému povrchu. Adsorbované VL sa môžu zmenou fyzikálno-chemických podmienok opäť uvoľňovať a stávajú sa dostupnejšími pre živé organizmy (Sun a kol., 2024).

Tabuľka 1 Koncentrácie VA v environmentálnych matriciach na skládkach

Matrica	Maximálne koncentrácie VA	Zdroje
Podzemná voda na skládke pri Guangzhou (Čína)	124,5 ng·L ⁻¹ sulfametoxazol; 10,5 ng·L ⁻¹ trimetoprim; 44,2 ng·L ⁻¹ ofloxacín	Peng a kol. (2014)
Výluh zo skládky pri Šanghaji (Čína)	83,6 ng·L ⁻¹ sulfadiazín; 2186 ng·L ⁻¹ sulfatiazol; 4963 ng·L ⁻¹ ofloxacín	Wu a kol. (2015)
Pôda pod skládkou Chennai (India)	33,94 µg·g ⁻¹ ciprofloxacín; 19,11 µg·g ⁻¹ norfloxacín; 8,05 µg·g ⁻¹ ofloxacín	Arun a kol. (2020)

2.2 Čistiarene odpadových vôd

Odpadové vody

Nepoužitú, expirovanú liečivú často končia spolu s odpadovými vodami z farmaceutických tovární a výlučkami nemocničných pacientov v kanalizácii. Farmaceutický odpad väčšinou vzniká v štádiu formovania a syntézy liečiv a odpadovými vodami následne putuje do ČOV, kde sú VL zachytené a odstránené (Sharma a kol., 2021). Avšak aj po vyčistení odpadových vôd v ČOV nedochádza k úplnému odstráneniu VL z vody (Tabuľka 2). Vytekajú spolu s vyčistenou vodou z ČOV, dostávajú sa do povrchových a podzemných vôd a môžu tak znehodnocovať zdroje pitnej vody (Delgado a kol., 2023; Östman a kol., 2017). Podobne to funguje aj s distribúciou VL šíriacich sa výlučkami hospodárskych zvierat používaných pri hnojení orných pôd (Kümmerer, 2003). Vo chvíli, keď sa tieto látky dostanú do kontaktu s vodným zdrojom, stávajú sa environmentálnymi kontaminantami schopnými migrovať (Delgado a kol., 2023).

Čistiarenský kal

Na Slovensku podľa Výročnej správy o stave životného prostredia SR za rok 2023 predstavovala celková produkcia čistiarenskeho kalu 56 420 ton sušiny (MŽPSR, 2024). Čistiarenský kal je vedľajší produkt po spracovaní odpadovej vody v ČOV. Je cenným zdrojom živín pri aplikácii na pôdu, zároveň je jeho udržateľné využitie limitované kontaminantmi, ktoré sa v ňom nachádzajú (Sharma a kol., 2017). Östman a kol. (2017) skúmali koncentrácie VL v anaeróbne stabilizovanom čistiarenskom kale z 11 švédskych ČOV. Maximálne namerané koncentrácie VA sa pohybovali v stovkách až tisícoch ng·g⁻¹ sušiny (Tabuľka 2).

Okrem liečiv sa v čistiarenskom kale nachádzajú napr. polychlórované bifenyle, polycyklické aromatické uhľovodíky, ftaláty, perfluórované zlúčeniny a iné toxické látky vrátane potenciálne toxických prvkov. Nebezpečenstvo uvoľňovania týchto polutantov aplikáciou kontaminovaného kalu na pôdu je vysoké, preto musí kal najskôr prejsť procesom dekontaminácie (Lü a kol., 2021).

Tabuľka 2 Koncentrácie VA v čistiarenskom kale a odpadových vodách

Matrica	Maximálne koncentrácie VA	Zdroje
Odpadové vody (České Budějovice)	0,022 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ levofloxacín; 0,55 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ norfloxacín; 0,41 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ciprofloxacín	Golovko a kol. (2014)
Čistiarenský kal (Španielsko)	112,36 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ sulfadiazín; 139,24 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ sulfametazín	García-Galán a kol. (2013)
Odpadová voda vstupujúca do ČOV (Švédsko)	1406 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ciprofloxacín; 510 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ tetracyklín; 470 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ erytromycín	Östman a kol. (2017)
Stabilizovaný čistiarenský kal (Švédsko)	11000 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny ciprofloxacín; 100 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny erytromycín; 58 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny trimetoprim	
Vyčistená voda vytekajúca z ČOV (Švédsko)	62 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ciprofloxacín; 350 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ erytromycín; 130 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ trimetoprim	

2.3 Chov hospodárskych zvierat

Celosvetový dopyt po živočíšnych výrobkoch každoročne rastie. V roku 2024 bola celková svetová produkcia mäsa 365 miliónov ton, čo je oproti predchádzajúcemu roku nárast o 1,3 %. Odhaduje sa, že do roku 2034 globálna produkcia mäsa vzrastie až o 16 % (OECD, 2025).

Veterinárne liečivá sa v chove hospodárskych zvierat používajú rôzne v závislosti od produkčných predpokladov a zdravotného stavu zvierat. Antibakteriálne liečivá určené na liečbu a prevenciu chorôb zároveň umožňujú chovateľom používať lacnejšie, menej kvalitné krmivá. V rámci profylaxie zvieratá dostávajú subklinické dávky antibiotík za účelom predchádzania vzniku infekcie a jej šírenia medzi jedincami. Pri zistení infekcie u niektorých jedincov sa preventívne používa metafylaktická dávka, ktorá je podávaná nielen chorým, ale aj zdravým zvieratám, aby sa predišlo šíreniu nákazy (Heinen a kol., 2025; Maples a kol., 2022).

Hnoj hospodárskych zvierat sa dlhodobo používa ako hnojivo pre poľnohospodársku pôdu, či na výrobu komerčných hnojív (Li a kol., 2025; Zhou a kol., 2020; Kumar a kol., 2005). Li a kol. (2025) skúmali obsah rezíduí VL hnoji a hnojivách v provincii Šan-tung v Číne, ktorá je charakteristická vysokou poľnohospodárskou produkciou (TTabuľka 3). V hnoji slúžiacom na výrobu komerčných hnojív boli zaznamenané nižšie koncentrácie rezíduí VA v porovnaní so surovým hnojom z fariem. Dôvodom je, že obsahujú tiež slamu, rastlinné zvyšky a mikrobiálne zvyšky, ktoré zriedujú obsahy liečiv. Koncentrácia rezíduí VA závisela od požitej dávky, veku a druhu hospodárskych zvierat. Spomedzi štyroch sledovaných skupín (brojlery, nosnice, hovädzí dobytok, dojnice) boli koncentrácie VA v hnoji dojníc najnižšie a v truse brojlerov najvyššie. Príčinou je najmä intenzívny chov brojlerov, počas ktorého je im krátkodobo podávané väčšie množstvo VA za účelom zrýchlenia rastu. To vedie k hromadeniu zvyškov liečiv v ich telách. Nosniciam je naopak prerušovane počas dlhšieho obdobia podávané nižšie množstvo VA, takže sa ich telo postupne liečiv zbavuje (Li a kol., 2025; Zhou a kol., 2020).

Pri porovnávaní odpadových vôd pochádzajúcich priamo zo zvieracích fariem boli preukázané najvyššie množstvá rezíduí VA v odpadových vodách z chovov ošípaných. Následne v zostupnom poradí z hydínových a dobytčích chovov (Li a kol., 2025; Zhou a kol., 2020; Gros a kol., 2019; Li a kol., 2013).

Okrem kontaminovaných výlučkov sú pre životné prostredie záťažou aj telá uhynutých hospodárskych zvierat. Štúdia zo Španielska potvrdila negatívny vplyv konzumácie uhynutých zvierat liečených VL na druhy mrchožravých vtákov (*Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*, *Aegypius monachus*, *Gypaetus barbatus*). V ich telách sa najčastejšie objavoval enrofloxacín a ciprofloxacín, ale aj trimetoprim, sulfadiazín, erytromycín, či amoxicilín (Herrero-Villar a kol., 2023).

Hnoj hospodárskych zvierat možno využiť aj na produkciu obnoviteľnej energie – bioplynu. Je to proces rozkladania organickej hmoty mikroorganizmami v anaeróbnom prostredí za účelom získania metánu (Uddin a Wright, 2023). K zaujímavým záverom dospeli Álvarez a kol. (2020), ktorí pozorovali výrazný pokles produkcie metánu pri anaeróbnej digescii hnoja z ošípaných, ktorý obsahoval rezíduá oxytetracyklínu a chlór tetracyklínu v porovnaní s hnojom bez obsahu VA.

Tabuľka 3 Koncentrácie VA v hnoji a hnojivách na báze hnoja

Matrica	Maximálne koncentrácie VA	Zdroje
Hnoj z chovu ošípaných	56 mg·kg ⁻¹ oxytetracyklín; 30 mg·kg ⁻¹ tetracyklín; 22 mg·kg ⁻¹ chlór tetracyklín	Li a kol. (2013)
Hnojivá na báze kuracieho trusu	5650 µg·kg ⁻¹ sulfametazín; 446,2 µg·kg ⁻¹ tetracyklín; 72,57 µg·kg ⁻¹ doxycyklín	Zhou a kol. (2020)
Hnojivá na báze hnoja ošípaných	773,5 µg·kg ⁻¹ chlór tetracyklín; 1922 µg·kg ⁻¹ tetracyklín; 128,61 µg·kg ⁻¹ ofloxacín	
Hnojivá na báze kravského hnoja	629,2 µg·kg ⁻¹ tetracyklín	
Surový hnoj z fariem	34277 µg·kg ⁻¹ tetracyklín; 2202 µg·kg ⁻¹ doxycyklín; 880 µg·kg ⁻¹ oxytetracyklín	Li a kol. (2025)
Hnoj určený na výrobu komerčných hnojív	441 µg·kg ⁻¹ tetracyklín; 2199 µg·kg ⁻¹ oxytetracyklín; 1270 µg·kg ⁻¹ doxycyklín; 36,2 µg·kg ⁻¹ enrofloxacín	
Hnoj dojníc	256 µg·kg ⁻¹ tetracyklín	
Trus nosníc	32,9 µg·kg ⁻¹ tetracyklín	
Trus brojlerov	841 µg·kg ⁻¹ tetracyklín	
Hnoj hovädzieho dobytká	576 µg·kg ⁻¹ tetracyklín	

2.4 Chov spoločenských zvierat

Počet psov a mačiek v domácich chovoch, a s tým aj využívanie veterinárnych prípravkov, každoročne narastá. Podľa výročnej správy Európskej federácie výrobcov krmív pre spoločenské zvieratá bola celková populácia spoločenských zvierat v EÚ v roku 2023 približne 217 miliónov, z toho psov približne 69 miliónov a mačiek približne 80 miliónov. Na Slovensku máme podľa tej istej výročnej približne 1,5 milióna spoločenských zvierat (FEDIAF, 2025).

Diepens a kol. (2023) skúmali osud veterinárnych prípravkov na kontrolu blch, kliešťov a ich rezíduí v srsti, na koži zvierat a následne v životnom prostredí. Tieto veterinárne prípravky môžu byť podávané orálne, spot-on (kvapkaním na kožu), či prostredníctvom nosenia obojkov. Obojky obsahujú množstvo účinných látok ako imidakloprid, flumetrín, deltametrín alebo diazinón, spot-on prípravky napr. pyriproxifén, fipronil a perorálne sa podáva napr. spinosad. Tieto prípravky môžu skončiť buď

vo vnútornom alebo vo vonkajšom prostredí prostredníctvom zvieracích výlučkov, srsti, pri ich kúpaní, ale aj pri praní oblečenia, s ktorým pes prišiel do kontaktu.

Sekundárny prenos veterinárnych prípravkov na necieľové organizmy mohol zapríčiniť aj úmrtia v prípade sýkorky veľkej (*Parus major*). V hniezde s mladými jedincami bola objavená srst' psa obsahujúca aspoň 26 druhov pesticídov a liečiv spolu s fipronilom, imidaklopidom a fluralanerom (Guldemonnd a kol., 2019). V Holandsku boli odobraté vzorky z mŕtvych mláďat rôznych voľne žijúcich živočíchov. Predpokladá sa, že ich úhyn mohol súvisieť so zvýšenými koncentráciami veterinárnych prípravkov (fluralaneru, imidaklopidu a fipronilu) zistenými v ich telách (Tabuľka 4) (Diepens a kol., 2023).

Tabuľka 4 Koncentrácie VL určených pre spoločenské zvieratá v necieľových živočíchoch a vode z bazéna

Miesto odberu vzoriek	Maximálne koncentrácie VL	Zdroje
Hniezdo <i>Parus major</i>	30 ng·g ⁻¹ fipronil; 864 ng·g ⁻¹ imidaklopid; 5,18 ng·g ⁻¹ fluralaner	Guldemonnd a kol. (2019)
Mŕtve mláďatá	450 ng·g ⁻¹ fluralaner; 22 ng·g ⁻¹ fipronil; 100 ng·g ⁻¹ imidaklopid	Diepens a kol. (2023)
Voda z bazéna	0,25 ng·L ⁻¹ imidaklopid; 1,07 ng·L ⁻¹ fluralaner	

Plávaním psov ošetrovaných veterinárnymi prípravkami môže tiež dochádzať k ich prenosu do vodného prostredia. Vo vzorkách z bazéna, v ktorom predtým plával pes ošetrovaný týmito prípravkami bola zistená prítomnosť imidaklopidu a fluralaneru (Tabuľka 4). Pri stanovovaní environmentálneho rizika fluralaneru v Holandsku boli namerané koncentrácie prevyšujúce prípustné limity pre podzemné a povrchové vody. To môže zvyšovať environmentálne riziko pôsobenia na necieľové organizmy. Množstvo veterinárnych produktov, ktoré sa dostávajú do životného prostredia možno znížiť edukáciou majiteľov a ich vlastným záujmom na dodržiavaní predpísaného dávkovania (Diepens a kol., 2023).

Veterinárne antihelmintické ošetrenia u psov vyvolávajú otázku o spôsoboch likvidácie psieho odpadu v domácnostiach. V štúdií Bryson a kol. (2024) väčšina respondentov uviedla, že ich psy (79,9 %) boli pravidelne s odstupom jedného až štyroch mesiacov odčervované. Ako bežné spôsoby nakladania so psími odpadmi uviedli kompostovanie, používanie plastových, prípadne samo rozložiteľných vreciek na odpad.

Okrem psích výkalov boli súčasťou kompostu aj kompostovateľné, kartónové a papierové obaly, či podstielka pre mačky. Niektorí ľudia následne tento kompost používajú na hnojenie ovocných stromov, či iných nejedlých rastlín. Väčšina respondentov, však psí odpad likviduje do bežných kontajnerov končiacich na skládkach.

2.5 Znečistenie povrchových a podzemných vôd

Veterinárne liečivá obsiahnuté v živočíšnom hnoji a odpadových vodách z chovných zariadení dlhodobo znečisťujú povrchovú aj podzemnú vodu. Potvrdzujú to aj výsledky prípadových štúdií z povodí riek Huaihe (Čína), Pád a Arno (Taliansko) ktoré odhaľujú koncentrácie VA pohybujúce sa v desiatkach až stovkách $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabuľka 5) (Wu a kol., 2024; Zuccato a kol., 2010). Okrem VA sa v európskych riekach nachádzajú aj vysoké koncentrácie veterinárnych prípravkov proti zvieracím parazitom. Hadley a kol. (2026) merali obsah diazinónu, fipronilu a imidaklopridu vo waleeských riekach (napríklad Wye, Tywi a Ely). Vo vidieckych riekach (Wye a Tywi) a hornom povodí Ely boli zistené zvýšené koncentrácie diazinónu, čo bolo úzko spojené s chovom oviec charakteristických pre túto oblasť. Zvýšené hodnoty insekticídov imidaklopridu a fipronilu súviseli s ich používaním na kontrolu ektoparazitov spoločenských zvierat, následným vstupom do ČOV a nakoniec vypúšťaním do riek (Tabuľka 5).

Kontaminácia z povrchových vôd môže v dôsledku prepojenosti hydrologického a hydrogeologického systému ľahko prenikať do podzemných vôd. Prítomnosť VL v podzemnej vode v oblasti s intenzívnym chovom hospodárskych zvierat v Južnej Kórei potvrdzujú aj ich namerané zvýšené koncentrácie (Tabuľka 5). Tie sa do prostredia dostávajú vypúšťaním odpadových vôd a likvidáciou zvieracích exkrementov z fariem. Miera znečistenia podzemných vôd však nezávisí len od množstva zrážok, ale aj od intenzity poľnohospodárskej činnosti a spotreby VL (Lee a kol., 2024).

Tabuľka 5 Koncentrácie VL v povrchových a podzemných vodách

Matrica	Maximálne koncentrácie VL	Zdroje
Podzemná voda (Južná Kórea)	667,2 ng·L ⁻¹ oxytetracyklín; 453,2 ng·L ⁻¹ tiamulín; 519,5 ng·L ⁻¹ sulfametazín	Lee a kol. (2024)
Rieka Huihe (Čína)	1140,37 ng·L ⁻¹ doxycyklín; 90,87 ng·L ⁻¹ enrofloxacín; 19,91 ng·L ⁻¹ norfloxacín	Wu a kol. (2024)
Rieka Pád (Taliansko)	16 ng·L ⁻¹ ciprofloxacín; 18,06 ng·L ⁻¹ ofloxacín; 4,62 ng·L ⁻¹ erytromycín	Zuccato a kol. (2010)
Rieka Arno (Taliansko)	37,5 ng·L ⁻¹ ciprofloxacín; 10,88 ng·L ⁻¹ ofloxacín; 8,12 ng·L ⁻¹ erytromycín	
Vidiecka rieka Wye (Spojené kráľovstvo))	174 ng·L ⁻¹ diazinón; 0,2 ng·L ⁻¹ fipronil; 2,2 ng·L ⁻¹ imidakloprid	Hadley a kol. (2026)
Vidiecka rieka Tywi (Spojené kráľovstvo)	28,6 ng·L ⁻¹ diazinón; 2,6 ng·L ⁻¹ imidakloprid	
Mestská rieka Ely (Spojené kráľovstvo)	94,4 ng·L ⁻¹ diazinón; 3,2 ng·L ⁻¹ fipronil; 16,8 ng·L ⁻¹ imidakloprid	

2.6 Znečistenie pôd

Veterinárne liečivá sa do pôdy dostávajú najmä aplikáciou hnoja a močovky hospodárskych zvierat na ornú pôdu, kde môžu dosahovať koncentrácie v desiatkach až stovkách $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tabuľka 6) (Gros a kol., 2019; Kumar a kol., 2005). Gros a kol. (2019) prostredníctvom svojich experimentov skúmali hodnoty VL v každoročne hnojených katalánskych pôdach. Vzorky odobraté ešte pred každoročným hnojením stále obsahovali vysoké koncentrácie VL. Iná štúdia z Francúzska skúmala pôdu, na ktorú bol každoročne aplikovaný čistiarenský kal. Zistilo sa, že koncentrácie VL aj po dvoch rokoch od poslednej aplikácie kalu v pôde pretrvali (Fehri a kol., 2016). Papaioannou a kol. (2020) na poľnohospodárskej pôde opakovane zavlažovanej vodou z ČOV tiež zistili prítomnosť VL. Vďaka opakovanej aplikácii kontaminovaného hnoja alebo kalu na pôdu dochádza k akumulácii VL a ich možnému dlhodobému pretrvávaniu v pôde (Papaioannou a kol., 2020; Gros a kol., 2019; Fehri a kol., 2016).

Charakteristickými oblasťami s najväčšou poľnohospodárskou činnosťou sú najmä vidiecke oblasti. Štúdia od García-Galán a kol. (2013) zo Španielska skúmala prítomnosť VL (najmä sulfónamidov) vo vzorkách odobratých z poľnohospodárskej pôdy vo vidieckych oblastiach s intenzívnou poľnohospodárskou činnosťou. Maximálne koncentrácie v tejto pôde sú uvedené v Tabuľka 6.

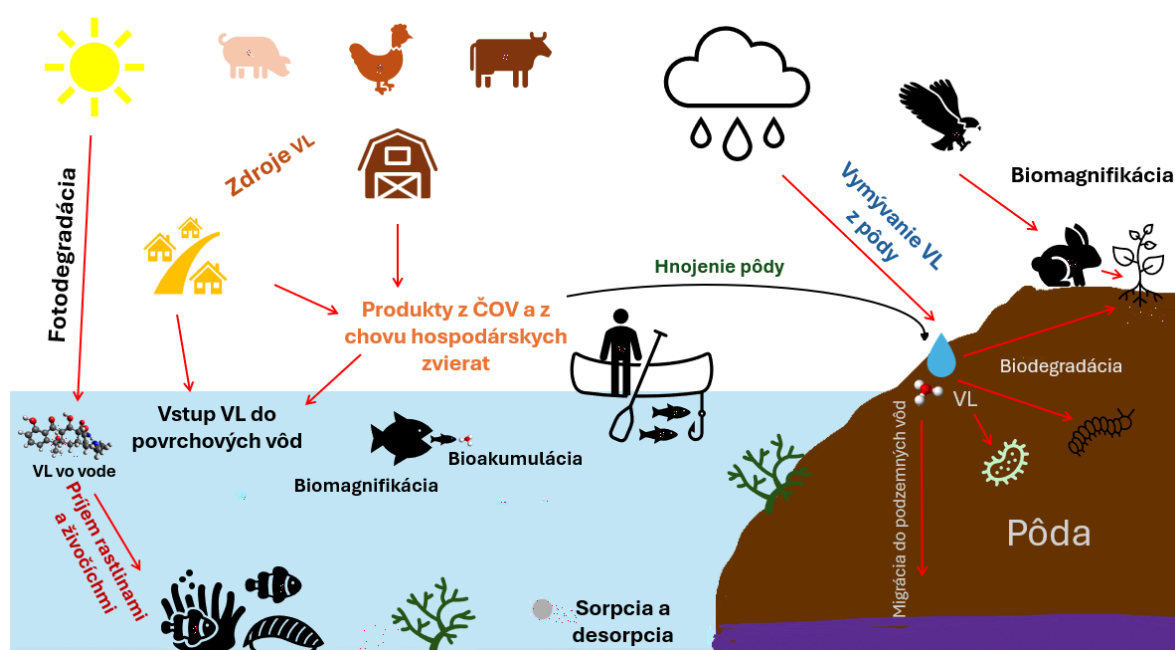
Riziko kontaminácie pôd VL plynie z nesprávneho zaobchádzania s hnojom, najmä z jeho aplikácie na pôdu bez dostatočného ošetrovania alebo z nevhodného skladovania. Dôsledkom je vyplavovanie VL do pôdy, povrchových a podzemných vôd (Gaballah a kol., 2021).

Tabuľka 6 Koncentrácie VA v pôdach

Matrica	Maximálne koncentrácie VA	Zdroje
Pôdy každoročne hnojené maštal'ným hnojom a močovkou (Španielsko)	151 ng·g ⁻¹ enrofloxacín; 10 ng·g ⁻¹ tetracyklín; 75 ng·g ⁻¹ oxytetracyklín	Gros a kol. (2019)
Pôda zavlažovaná vodou z ČOV (Grécko)	0,59 ng·g ⁻¹ sulfametoxazol; 0,43 ng·g ⁻¹ trimetoprim	Papaioannou a kol. (2020)
Poľnohospodárska pôda (Španielsko)	20,42 ng·g ⁻¹ sulfametazín; 2,59 ng·g ⁻¹ sulfadiazín	García-Galán a kol. (2013)
Poľnohospodárska pôda hnojená kalom z ČOV (Francúzsko)	4,2 ng·g ⁻¹ ofloxacín	Ferhi a kol. (2016)

3 Osud veterinárnych liečiv v životnom prostredí

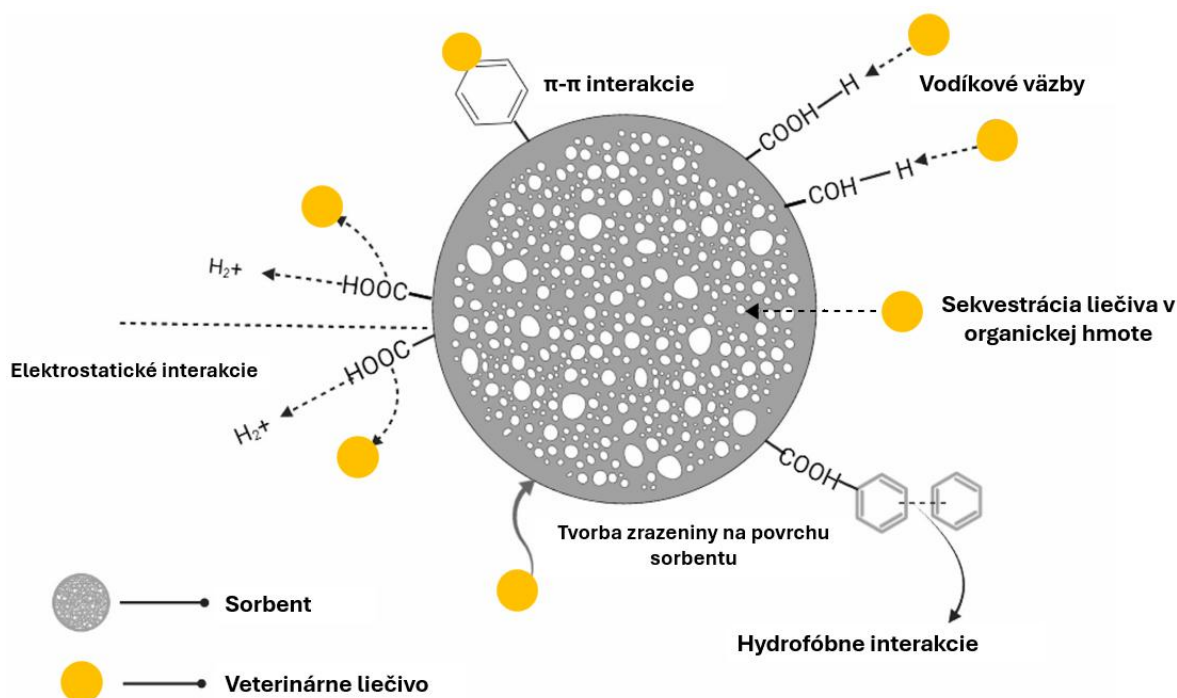
Veterinárne liečivá v pôde podliehajú komplexným sorpčno-desorpčným, transportným a degradačným procesom (Obrázok 3) (Rakonjac a kol., 2023; Gros a kol., 2019). Sorpcia a desorpcia predstavujú kľúčové mechanizmy determinujúce transformáciu, líhovanie, mobilitu a biodostupnosť VL v prostredí. Správanie VL je podmienené klimatickými podmienkami, fyzikálno-chemickými vlastnosťami pôd a samotných liečiv (Rakonjac a kol., 2023; Witte, 1998).



Obrázok 3 Procesy, ktorým VL v prostredí podliehajú

3.1 Sorpcia veterinárnych liečiv

Veterinárne liečivá prítomné v prostredí sa môžu viazať na anorganické častice pôd a sedimentov či na organickú hmotu. Sorpciu VL ovplyvňujú podmienky prostredia ako množstvo organickej hmoty a jej kvalita, prítomnosť ílových minerálov a oxihydroxidov železa, pH, textúra pôdy, či iónová sila roztokov. Kľúčové sú aj vlastnosti samotných VL, najmä hydrofóbnosť, molekulová hmotnosť, polarita a acidobázický charakter (Gothwal a Shashidhar, 2015). Veterinárne liečivá sa na pevné častice sorbujú prostredníctvom rôznych mechanizmov, napr. elektrostatickými interakciami, vodíkovými väzbami, kationovými mostíkmi, tvorbou komplexných zlúčenín, $\pi - \pi$ interakciami, van der Waalsovými silami alebo sekvestráciou do organickej hmoty (Obrázok 4) (Vinayagam a kol., 2022).



Obrázok 4 Mechanizmy sorpcie pomocou rôznych interakcií liečiv so sorbentom v životnom prostredí (Upravené podľa Vinayagam a kol., 2022)

Dominantnou vlastnosťou, ktorá určuje, ako ľahko bude VL podliehať sorpcii na pevné častice a organickú hmotu je hydrofóbnosť. Tú opisuje rozdeľovací koeficient oktanol/voda ($\log K_{OW}$) (Alhalabi a kol., 2024). Vysoká hydrofóbnosť molekúl VL ($\log K_{OW} > 4$) zvyšuje sorpciu v matriciach bohatých na organickú hmotu a zároveň znižuje mobilitu, zatiaľ čo nízka hydrofóbnosť ($\log K_{OW} < 1$), spôsobuje opačný efekt (Gothwal a Shashidhar, 2015). Príkladom môže byť enrofloxacín, ktorý vykazuje vysokú hodnotu $\log K_{OW}$ (4,7), viaže sa na organickú hmotu, čím sa stáva menej mobilným a prístupným pre živé organizmy. Na druhej strane oxytetracyklín s nižším $\log K_{OW}$ (0,9) vykazuje vyššiu mobilitu vo vode a nižší potenciál viazania sa na organickú hmotu. Napriek tejto skutočnosti sa pomerne dobre sorbuje, pretože tomu napomáhajú aj iné mechanizmy (Delgado a kol., 2023).

Rozdelenie liečiva, ako aj inej cudzorodej látky, medzi dve fázy vyjadrujú aj ďalšie distribučné koeficienty. Distribučný koeficient ($\log K_{OC}$, resp. $\log K_{OM}$) označuje schopnosť VL viazať sa na organický uhlík, resp. organickú hmotu. Napríklad v prípade oxytetracyklínu sa $\log K_{OC}$ pohybuje v rozmedzí 1,97 – 3,29, čo naznačuje strednú afinitu k organickému uhlíku. Naopak, enrofloxacín s $\log K_{OC}$ 5,59 vykazuje vysokú sorpčnú schopnosť a zároveň nízky potenciál migrácie do vodného prostredia (Delgado a kol., 2023).

Koeficient distribúcie (K_d) charakterizuje rozdelenie VL medzi pevnú a kvapalnú fázu. Veterinárne liečivá s nízkym K_d majú nižšiu schopnosť viazať sa na suspendované častice vo vodnom roztoku alebo kal, naopak zotrvávajú vo vodnej fáze, sú mobilné a ľahko lúhovateľné do povrchových a podzemných vôd. Naopak VL s vysokým K_d majú tendenciu viac podliehať sorpcii a viazať sa na pôdu a iné pevné fázy (Gothwal a Shashidhar, 2015).

Veličina, ktorá vo vzťahu s pH prostredia určuje ionizačný stav molekúl VL sa nazýva disociačná konštanta (pK_a). Predstavuje vlastnosť VL, ktorá ovplyvňuje náboj molekúl, čo má zásadný vplyv na ich sorpčné správanie (Delgado a kol., 2023; Pan a Chu, 2017). Napr. ciprofloxacín (s pK_a 6,18; 8,76) bude pri hodnote pH menšej ako 6,18 vystupovať prevažne v kationovej forme s vyššou afinitou k negatívne nabitým časticiam pôdy a organickej hmoty. Tak dochádza k zvýšenej sorpcii a zadržiavaniu liečiva v horných vrstvách pôdy s vyšším obsahom organickej hmoty, čo zároveň znižuje jeho mobilitu. V rozmedzí pH 6,18 – 8,76 vystupuje ako zwitterión (má naraz kladný aj záporný náboj). Pri zvýšenom pH (viac ako 8,76) prevládajú jeho aniónové formy, čo znižuje sorpciu na negatívne nabité častice organickej hmoty a pôdy a súčasne zvyšuje mobilitu v roztoku (Sharifmand a kol., 2024, Delgado a kol., 2023; Gothwal a Shashidhar, 2015).

Iónová sila roztoku je vlastnosť, ktorá závisí od celkovej koncentrácie iónov v roztoku a ich elektrického náboja. Tieto ióny v roztoku interagujú na základe elektrostatických, príťažlivých a odpudivých síl medzi sebou navzájom, VL a povrchom sorbentu. Prítomnosť iónov môže sorpciu buď podporovať alebo inhibovať, ako dokazuje štúdia Deng a kol. (2022) v prípade erytromycínu. Jeho koncentrácia sorbovaná na pôdu sa menila vzhľadom na koncentráciu a typ prítomných kationov. Pri nižšej koncentrácii Ca^{2+} (0,01M) a Na^+ (0,05M) v roztokoch dochádzalo k podpore sorpčného procesu erytromycínu na pôdu, menšej kompetícii o sorpčné miesta a tvorbe kationových mostíkov. Naopak, zvyšujúca sa koncentrácia kationov v roztokoch spomaľovala sorpciu erytromycínu v dôsledku vyššej konkurenčnej sorpcie medzi kationmi liečiva a kationmi v roztoku o dostupné sorpčné miesta na povrchu sorbentu (Deng a kol., 2022; Pan a Chu, 2017).

Sorpciu VL výrazne ovplyvňuje aj prítomnosť oxihydroxidov Fe a Al v pôde (Im a kol., 2016). Povrchový náboj oxihydroxidov Fe a Al je premenlivý a závisí od pH. V rozmedzí bežného pH pôd (4 – 8) má ich povrch prevažne kladný náboj a priťahuje záporne nabité formy VL. Naopak pri vyššom pH je povrch oxihydroxidov Fe a Al záporne nabitý a dochádza k sorpcii kationov VL (Alhalabi a kol., 2024; Deng a kol., 2022). Sorpcia VL na oxihydroxidy kovov prebieha najmä prostredníctvom povrchovej komplexácie,

ligandovou výmenou (OH skupina za anión VL) s molekulami VL. Okrem toho môže dochádzať aj k tvorbe vodíkových väzieb medzi molekulami VL a oxihydroxidmi kovov (Im a kol., 2016).

Afinita VL k pôde závisí aj od množstva ílových minerálov v pôde. Katiónové formy VL (najmä tetracyklínov, tylozínov a fluórochinolónov) sa môžu viazať na permanentne záporne nabité povrchy ílových minerálov (napr. montmorillonitu a illitu), najmä prostredníctvom katiónovej výmeny, ktorú umožňuje ich veľký sorpčný povrch a vrstevnatá štruktúra (Gothwal a Shashidhar, 2015). Katiónovú výmenu opisuje katiónová výmenná kapacita, ktorá predstavuje schopnosť pôdy viazať kladne nabité VL alebo ich vymieňať za katióny prítomné na povrchu ílového minerálu. Okrem toho existuje proces, ktorým sú ílové minerály obzvlášť zaujímavé a to je ich schopnosť rozpínať a zmršťovať sa vplyvom, vody a vymeniteľných katiónov na povrchu (najmä smektity). To umožňuje proces nazývaný interkalácia, teda vstupovanie katiónov VL medzi jednotlivé vrstvy ílu čo zabezpečuje ich silnejšiu sorpciu (Wu a kol., 2023).

Dôležitú úlohu v sorpcii VL zohráva aj množstvo a kvalita organickej hmoty v pôde. Tá môže sorpciu VL zvyšovať alebo naopak znižovať, čo ovplyvňuje najmä obsah humínových látok (humínové kyseliny, humíny). Humínové kyseliny s vysokou molekulovou hmotnosťou a záporným nábojom závislým od pH sú efektívne sorbenty VL. Sorbujú sa na ne najmä hydrofóbne a kladne nabité formy VL prostredníctvom π - π interakcií, vodíkových väzieb a elektrostatických interakcií. Pri neutrálnom až zásaditom pH sú humínové látky negatívne nabité, avšak pri kyslom pH dochádza k ich protonácii, čo vedie k znižovaniu negatívneho náboja až k neutrálnemu stavu (Chianese a kol., 2020). To zabezpečuje, že v prípade liečiv s kladným nábojom pri nižšom pH (napr. tetracyklín) dochádza k zvýšenej sorpcii v horných vrstvách pôdy, kde je organickej hmoty najviac (Pan a Chu, 2017).

Sorpciu VL významne ovplyvňuje aj textúra pôdy. Piesčité druhy pôdy s nízkym obsahom organickej hmoty, má zároveň menší sorpčný potenciál a ľahšie podlieha prepúšťaniu liečiv rozpustných vo vode (Rakonjac a kol., 2023). Naopak v pôdach s vyšším obsahom ílových minerálov (napr. sprašové pôdy) dochádza k sorpcii a imobilizácii niektorých VL (napr. ampicilín). Pôdy vyvinuté na sprašiach, môžu obsahovať menší podiel organickej hmoty, čo ovplyvňuje sorpciu a migráciu antibiotík ako erytromycín. V sprašových pôdach prevláda na povrchoch častíc záporný náboj, takže na základe elektrostatických síl dokáže priťahovať napr. kladne nabitý erytromycín (Deng a kol., 2022).

Hlinité pôdy majú v porovnaní s piesčitou pôdou vyšší podiel organickej hmoty. Sorpcia potom môže prebiehať vďaka hydrofóbnym interakciám s organickou hmotou v pôdnom profile. Najväčší podiel ílových častíc sa nachádza v ílovitých pôdach. Vďaka ich veľkému špecifickému povrchu predstavujú výborné sorbenty, najmä pre liečivá s kladným nábojom, ako napr. trimetoprim pri pH 4,5 – 6,6 (Franklin a kol., 2022).

3.2 Degradácia veterinárnych liečiv

Degradáciu ovplyvňujú abiotické a biotické faktory prostredia, najmä pH, prítomnosť mikroorganizmov, prístup kyslíka, teplota, UV žiarenie a iné (Gaballah a kol., 2024, Wu a kol., 2011). Degradácia VL môže prebiehať abioticky, napr. prostredníctvom redoxných procesov, fotodegradácie, alebo hydrolyzy (Gaballah a kol., 2021). Fotodegradácia má veľký vplyv napríklad na rozklad fluórochinolónov, to znamená, že ich polčas rozkladu ($t_{1/2}$) závisí najmä od intenzity slnečného žiarenia (Gothwal a Shashidhar, 2015).

Proces prebiehajúci v biologických systémoch sa nazýva biodegradácia a môže prebiehať prostredníctvom rastlín (fytodegradácia) alebo mikroorganizmov (anaeróbna alebo anaeróbna degradácia). Biodegradácii podliehajú najviac makrolidy, sulfónamidy, menej tetracyklíny a fluórochinolóny (Gaballah a kol., 2021).

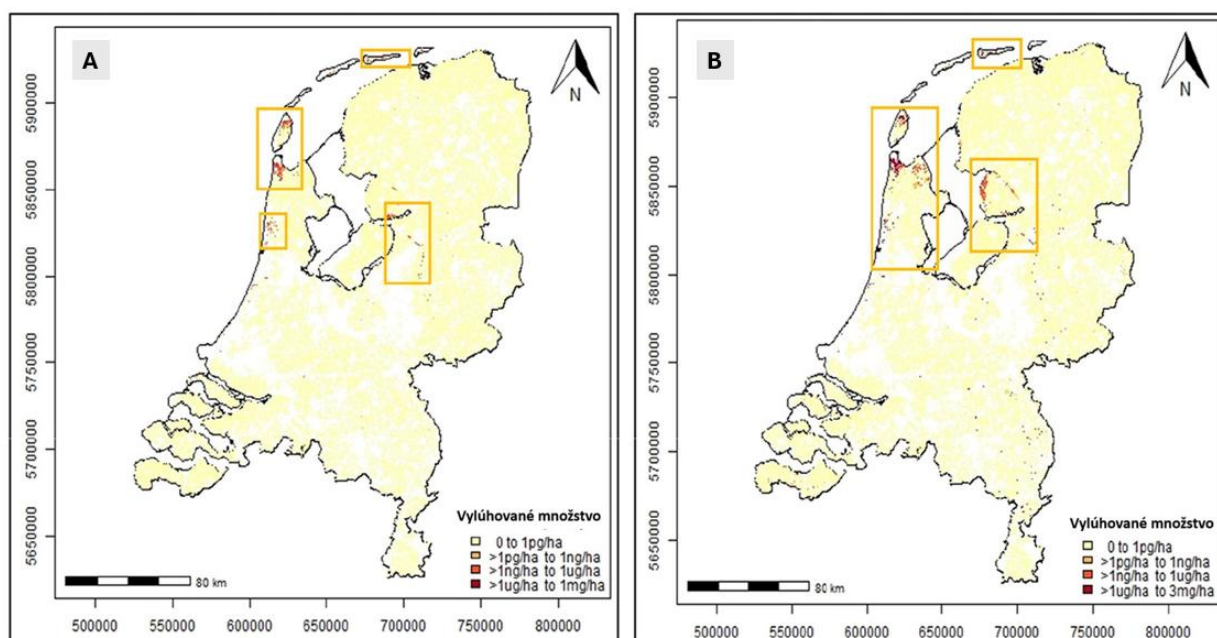
Gaballah a kol., 2024 zisťovali mechanizmy biodegradácie sulfadiazínu v hnoji z ošipáných. Vďaka elektrón-donorovým hydroxylovým a primárnym aminovým funkčným skupinám, ktoré mikroorganizmy ľahko asimilujú a rozkladajú, je biodegradácia primárnym mechanizmom odstraňovania sulfadiazínu z hnojovice ošipáných. K odstraňovaniu sulfadiazínu zo životného prostredia môžu napomáhať aj rastliny. Wang a kol. (2024) skúmali schopnosť *Lolium perenne* L. vysporiadať sa s rôznymi koncentráciami sulfadiazínu. Sulfadiazín na rastliny pôsobil ako stresor, čo viedlo k aktivácii rastlinných enzýmov zodpovedných za degradáciu sulfadiazínu. V tej istej štúdií pozorovali správanie pôdných baktérií v pôde s prítomnosťou sulfadiazínu. Rody ako *Vicinamibacteraceae*, *Ramlibacter* a *Microvirga* vykazovali zvýšenú prítomnosť v porovnaní s kontrolnou skupinou, pretože využívajú sulfadiazín ako zdroj uhlíka a podieľajú sa tak na jeho biodegradácii. V štúdií degradácie sulfadiazínu v anaeróbnom denitrifikovanom systéme s dusičnanmi bol preukázaný pozitívny účinok domestikácie aktivovaného kalu. Po 70 hodinách bola účinnosť odstránenia sulfadiazínu 98,52 %. V rámci mikrobiálnej komunity podieľajúcej sa na odbúravaní sulfadiazínu bol najviac dominantný kmeň *Proteobacteria* (Zheng a kol., 2020).

Zhang a kol. (2024) skúmali efektivitu degradácie dexametazónu bakteriálnym kmeňom *Rhodococcus sp.*, ktorý dokáže využívať toto liečivo ako zdroj uhlíka. Je schopný kompletného rozkladu dexametazón v koncentrácii $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ za 15 hodín.

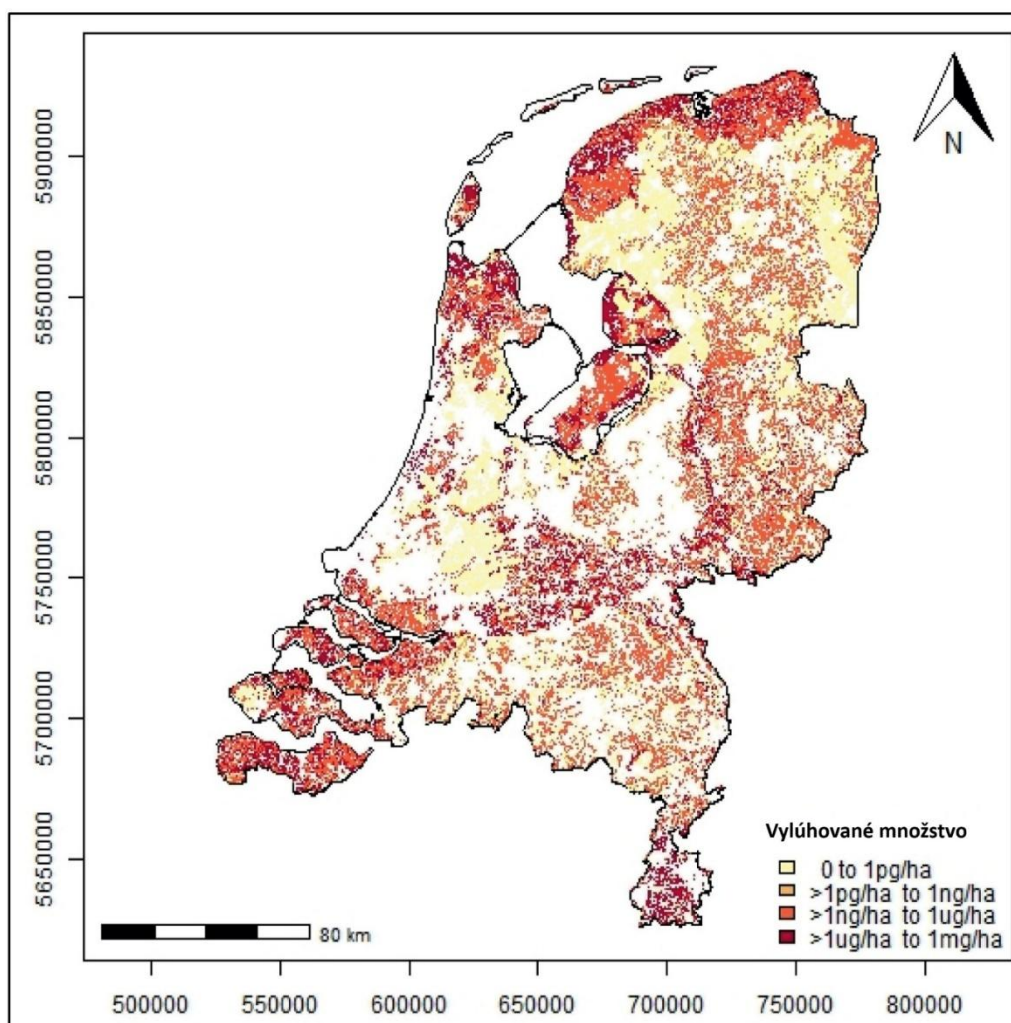
Stuchlíková a kol. (2018) sa zamerali na účinok flubendazolu na *Plantago lanceolata* a jeho metabolizáciu. Enzymatické systémy rastliny boli schopné flubendazol biotransformovať na rôzne metabolity (najmä glykozidy). *Plantago lanceolata* tak predstavuje možný sanačný, či fytoremediačný prostriedok.

3.3 Mobilita veterinárnych liečiv

Mobilita VL znamená ich schopnosť prenikať pôdnym profilom smerom k podzemnej alebo povrchovej vode, čo predstavuje kľúčový proces kontaminácie životného prostredia. Potenciál VL migrovať v prostredí je významne ovplyvnený ich retenčným správaním a fyzikálno-chemickými vlastnosťami. Rakonjac a kol. (2023) v štúdií z Holandska skúmali lúhovanie VL do podzemných vôd z polí a pastvín. Maximálne vylúhované množstvá (T) (z jedného hektára pôdy) predstavovali vo výluhu z viacerých lokalít v Holandsku koncentrácie $0,072 \text{ mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (sulfadiazín), $2,91 \text{ mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (flubendazol) (Obrázok 5) a $0,63 \text{ mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (dexametazón) (Obrázok 6), čo viacnásobne prekračuje prah $1 \mu\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Rakonjac a kol., 2023).



Obrázok 5 Lokality maximálneho vylúhovania VL (oranžové trojuholníky): sulfadiazín (A), flubendazol (B) (Rakonjac a kol., 2023)



Obrázok 6 Lokality maximálneho vylúhovania dexametazónu (Rakonjac a kol., 2023)

Údaje v Tabuľka 7 naznačujú, že sulfadiazín má tendenciu byť veľmi mobilný kvôli nízkemu K_{om} . Nízka hodnota $t_{1/2}$ mu ale neumožňuje zostať v životnom prostredí dostatočne dlho na šírenie ďalším lúhovaním. Flubendazol s vysokým $t_{1/2}$ má tendenciu byť perzistentnejším, čo zvyšuje pravdepodobnosť jeho transportu do podzemných vôd. Väčšina pôd, v ktorých sa nachádzal je piesčitého charakteru, čo znižuje jeho retenčnú schopnosť. Dexametazón s nízkym K_{OM} ($139 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$) sa menej viaže na organickú hmotu v pôde, čo zvyšuje jeho pohyblivosť a zároveň vysoký polčas rozkladu spôsobuje jeho perzistenciu v prostredí a zvyšuje riziko transportu do podzemných vôd (Rakonjac a kol., 2023).

Pan a Chu (2017) skúmali účinky dažďa s hodnotou pH 3,5 a 7 na mobilitu VL (napr. norfloxacin, erytromycín a tetracyklín) z pohnojenej pôdy s rôznou textúrou. Pri pH 3 boli koncentrácie najvyššie v prvých 10 cm pôdneho horizontu (napr. norfloxacin ($111 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); erytromycín ($308 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); tetracyklín ($17,1 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)). So zvyšujúcim sa pH zrážok stúpala aj mobilita tetracyklínu a norfloxacinu. Po troch dňoch zavlažovania umelými

zrážkami vo výluhu z piesčitej pôdy bola zistená prítomnosť napr. erytromycínu ($55 - 468 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Vo výluhu z ílovitej pôdy bolo možné kvôli nízkym koncentráciám detegovať VL len v prvých 20 cm (tetracyklín $4,31 - 39,6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Pôsobením kyslých dažďov teda nedochádzalo k urýchleniu transportu VL v pôdnom horizonte. Dôležitým faktorom je aj trvanie zrážok. Napríklad tetracyklín bol po jednom dni privalových dažďov objavený v prvých 30 cm pôdy a po piatich dňoch v celom pôdnom horizonte. Norfloxacin aj po rovnakom množstve zrážok zostal v horných 10 cm pôdneho horizontu. Na druhej strane bol zaznamenaný nárast koncentrácie erytromycínu (zo 167 na $491 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) v prvých 10 cm pôdy, čo predstavuje vyššie riziko kontaminácie podzemnej vody a pôdy (Pan a Chu, 2017).

Tabuľka 7 Vlastnosti a potenciál lúhovania VL z pôdy (Pan a Chu, 2017)

VA	K _{OC} ($\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$)	t _{1/2} (dni)	GUS	Cohenove kritériá	Gustafsonove kritériá
Tetracyklín	1380	31,5	1,29	Stredne nízke lúhovanie	Slabo sa vyplavuje
Sulfametazín	1,70	24,8	5,26	Vysoké lúhovanie	Ľahko sa vyplavuje
Norfloxacin	741	2,90	0,52	Nízke lúhovanie	Nevyplavuje sa
Erytromycín	162	6,40	1,44	Stredne vysoké lúhovanie	Slabo sa vyplavuje
Chlóramfenikol	3,16	6,71	2,89	Stredne vysoké lúhovanie	Ľahko sa vyplavuje

Cohenove kritériá slúžia na hodnotenie potenciálu kontaminácie podzemných vôd: stredne nízky vylúhovací potenciál ($K_{OC} > 500 \text{ cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$ alebo $t_{1/2} < 14$ dní), vysoký vylúhovací potenciál ($K_{OC} < 300 \text{ cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$ a $t_{1/2} > 21$ dní), nízky vylúhovací potenciál ($K_{OC} > 500 \text{ cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$ a $t_{1/2} < 14$ dní) a stredne vysoký vylúhovací potenciál ($K_{OC} < 300 \text{ cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$ alebo $t_{1/2} > 21$ dní) (Cohen a kol., 1984).

Gustafsonove kritériá slúžia na hodnotenie potenciálu vyplavovania sa látok do podzemných vôd: ľahko sa vyplavuje ($GUS > 2,8$); nevyplavuje sa ($GUS < 1,8$); slabo sa vyplavuje ($GUS 1,8 - 2,8$) (Gustafson, 1989).

3.4 Toxicita veterinárnych liečiv

Veterinárne liečivá, ktoré sa v pôde slabo sorbujú a pomaly degradujú predstavujú zvýšené environmentálne riziko pre živé organizmy. Prípadová štúdia Wyszkowska a kol.

(2025) skúmala fyzikálno-chemické, biochemické a biologické vlastnosti pôdy, hnojenej trusom moriek liečených doxycyklínom, enrofloxacínom a monenzínom. Pokusnou rastlinou, na ktorej výskum prebiehal bol druh kukurice *Zea mays*. V kontrolnej skupine hnojenej morčacím trusom bez kontaminácie VA bol zistený prírastok koreňovej biomasy. Naopak úbytok koreňovej biomasy rastlín bol zaznamenaný pri zvýšenej koncentrácii VA v hnoji. Vo vzorkách ošetrovaných monenzínom, enrofloxacínom a doxycyklínom sa v koreňoch *Zea mays* nachádzali doxycyklín a enrofloxacín, avšak v stonkách a listoch rastlín dokázaný nebol. Pôda obsahovala vyššie koncentrácie VA ako korene rastlín. V žiadnej zo vzoriek rastlín, ani v pôde nebol zaznamenaný monenzín. Veterinárne antibiotiká zároveň nemali preukázateľný negatívny vplyv na fyzikálno-chemické vlastnosti pôdy. Prítomnosť VA v hnoji, však vyvolala zmeny v mikrobiálnom zložení pôdy. Dôsledkom bol úbytok baktérií *Proteobacteria* v pôde hnojenej trusom s prítomným monenzínom a enrofloxacínom a *Actinobacteriota* v pôde s kombináciou všetkých troch VA. Využívanie kontaminovaného hnoja má veľký potenciál pri pestovaní plodín, ktoré neakumulujú VA v nadzemných častiach rastlín ale v koreňoch (ako práve *Zea mays*).

Nebezpečenstvo prítomnosti VL, najmä antibiotík, v životnom prostredí spočíva aj vo vývine génov rezistencie voči antibiotikám (ARG) a viacnásobnej liekovej rezistencii (Song a kol., 2016). Štúdia Marti a kol. (2013) preukázala, že hnojenie pôdy kontaminovaným hnojom môže preniesť ARG z pôdy až na pestované plodiny. Vplyvom VA, však môže dôjsť k poškodeniu metabolizmu rastlín spomalením rastu koreňa a následnému zníženiu príjmu ARG a ich ukladaniu v nadzemných častiach rastlín (Xu a kol., 2020). Proces spracovania týchto polutantov živými organizmami môže v konečnom dôsledku viesť k ich postupnej bioakumulácii a biomagnifikácii v potravinovom reťazci (Wang a kol., 2024).

Vodné prostredie predstavuje miesto, kde napokon končí znečistenie VL putujúce z ČOV, ktoré sa dostáva do povrchových a podzemných vôd. Veterinárne liečivá môžu mať neurotoxické účinky na niektoré vodné bezstavovce a negatívne účinky na vodné stavovce. Hadley a kol. (2026) namerali koncentrácie imidaklopridu a fipronilu (potok Roath Brook), ktoré prekročili predpokladanú koncentráciu bez účinku 45-násobne (fipronil) a 11-násobne (imidakloprid). Zároveň bol zaznamenaný úbytok vodných stavovcov citlivých na zmeny (*Cottus Gobio*, *Salmo trutta trutta*, *Barbatula barbatula*). S pribúdajúcou koncentráciou imidaklopridu bol zaznamenaný výrazný pokles výskytu vodného hmyzu (niektorí zástupcovia *Heptagenidae*, *Limnephilidae*), pričom početnosť jedincov čeľadi *Ephemeroidea*

a *Beatidae* poklesla o 30 %. V inej štúdií bol zaznamenaný úhyn druhu *Danio rerio* po vystavení monenzínu (Li a kol., 2019). Veterinárne antibiotiká môžu poškodzovať nielen liahnutie mláďat *Danio rerio*, ale spôsobovať aj metabolické a kardiovaskulárne poškodenia dospelých jedincov (Yang a kol., 2020). Gao a kol. (2021) v subletálnych koncentráciách maduramicínu pozorovali v prípade *Procambius clarkii* oxidačný stres, histologické zmeny v brušnom svalstve, poškodenie žiabier a hepatopankreasu. Bioindikátorom kvality vody je aj *Oncorhynchus mykiss*, u ktorého bol v reakcii na erytromycín zaznamenaný oxidačný stres a genotoxicita (Rodrigues a kol., 2016). Účinky VL na vodné organizmy sú stále v štádiu výskumu, ale už teraz možno potvrdiť negatívny vplyv ich prítomnosti vo vodnom prostredí. Tabuľka 8 uvádza príklady koncentrácií VA v rastlinách, slepačích vajciach, vode, v ktorej boli chované jednotlivé druhy rýb a v ich orgánoch.

Tabuľka 8 Koncentrácie VA v rastlinách, slepačích vajciach, vode využívanéj na chov rýb a rybích orgánov

Rastliny, živočíšne produkty a ryby	Maximálne koncentrácie VA	Zdroje
Kapusta	11,4 ng·g ⁻¹ chlór-tetracyklín	Kumar a kol. (2005)
Zelená cibuľa	14,4 ng·g ⁻¹ chlór-tetracyklín	
Slepačie vajcia	1485 µg·kg ⁻¹ enrofloxacin; 20 µg·kg ⁻¹ trimetoprim; 568 µg·kg ⁻¹ tilmikozín	Yamaguchi a kol. (2017)
<i>Danio rerio</i>	4,7 mg·L ⁻¹ monenzín	Li a kol. (2019)
<i>Procambius clarkii</i>	0,5 – 2,5 mg·L ⁻¹ maduramicín	Gao a kol. (2021)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,8 µg·L ⁻¹ erytromycín	Rodrigues a kol. (2016)
Pečeň <i>Caprinus carpio L.</i>	0,49 ng·g ⁻¹ erytromycín	Koba a kol. (2018)

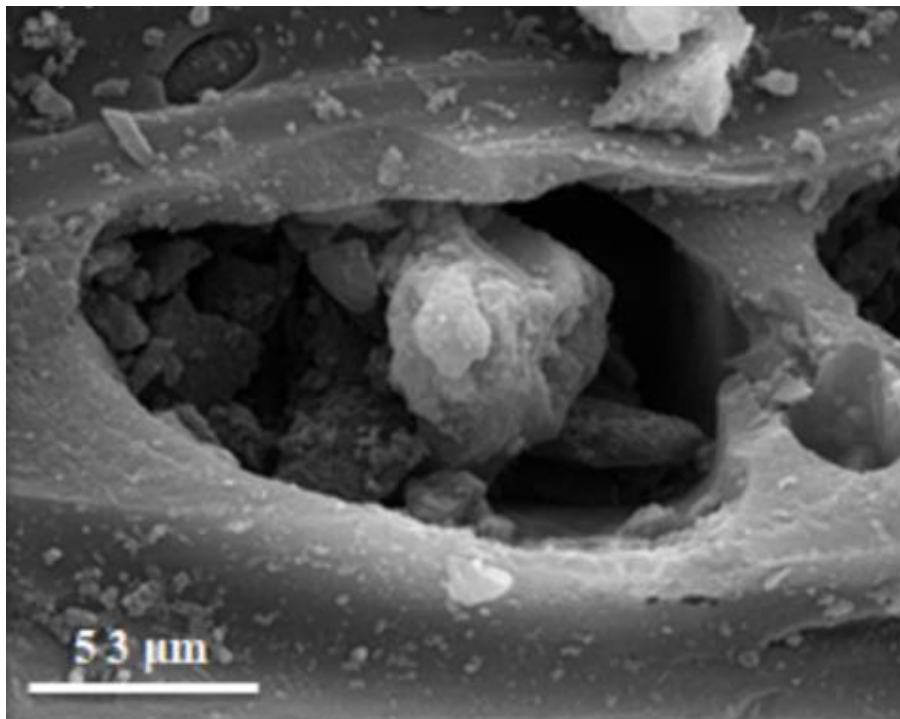
4 Sorpcia a imobilizácia veterinárnych liečiv ako remediačná metóda

Proces sorpcie a imobilizácie prebieha v pôde a vode samovoľne, avšak pridaním vhodných sorbentov sa proces zefektívni. Absorpcia prebieha vo vnútri materiálu, naopak adsorpcia znamená zachytávanie molekúl liečiv na povrchu materiálu (Gaballah a kol., 2021). Sorbenty môžu byť anorganického aj organického pôvodu, prírodné, syntetické alebo pochádzajúce z odpadových materiálov. Vlastnosti sorbentov ovplyvňuje najmä ich porozita – menšie póry zvyčajne zabezpečujú väčšiu sorpčnú kapacitu. Dôležitú úlohu zohrávajú aj funkčné skupiny na povrchu sorbentov, ktoré ovplyvňujú ich afinitu k VL prostredníctvom elektrostatickej príťažlivosti, vodíkových väzieb alebo silných chemických väzieb medzi molekulami (Vinayagam a kol., 2022; Gaballah a kol., 2021). Významné sorpčné účinky boli zaznamenané v prípade nanokompozitov (Cu_2O , Fe_3O_4 , modifikovaná organická sieť (MOF)), aktívneho uhlia, ílov, biocharu a materiálov na báze železa (magnetit, goethit) (Vinayagam a kol., 2022).

Aktívne uhlie

Aktívne uhlie je vysoko porézny materiál, ktorý možno charakterizovať ako amorfnú formu uhlíka. Vyrába sa pyrolýzou biomasy s následným aktivačným procesom, ktorý zvyšuje pórovitosť aktívneho uhlia a tým aj sorpčnú kapacitu. Sorpcia pomocou aktívneho uhlia slúži skôr na dočisťovanie odpadových vôd s vysokou úspešnosťou (viac ako 99 %) odstraňovania kontaminantov s nízkou koncentráciou (do $1,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) (Vinayagam a kol., 2022). Zamiri a kol. (2025) sa zamerali na sorpciu trimetoprimu a sulfametoxazolu na aktívne uhlie vyrobené z *Phalaris arundinacea*, pričom maximálna sorpčná kapacita pre sulfametoxazol bola $0,55 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$ a pre trimetoprim $0,69 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$. Sorpcia trimetoprimu bola výrazne vyššia ($521,89 \text{ L} \cdot \text{mmol}^{-1}$) oproti sulfametoxazolu ($70,92 \text{ L} \cdot \text{mmol}^{-1}$). Proces sorpcie týchto dvoch liečiv prebiehal najmä vďaka $\pi - \pi$ interakciám. Príkladom môže byť aj tetracyklín s variabilným nábojom závislým od pH prostredia, ktorému prítomnosť polárnych funkčných skupín umožňuje vytvárať silné vodíkové väzby s povrchom aktívneho uhlia. Sorpcia tetracyklínu na aktívne uhlie klesá so zvyšujúcim sa pH prostredia v rozmedzí pH 3 – 9,8 (Chen a kol., 2011). Naopak sorpcia kladne nabitého erytromycínu na aktívne uhlie z mandľových škrupín obohatené o magnetit stúpa pri pH vyššom ako 3 a má maximálnu adsorpčnú kapacitu pri pH približne 9. Deje sa to vďaka záporne nabitému

povrchu aktívneho uhlia, ktorý priťahuje kladné formy erytromycínu s účinnosťou odstránenia takmer 96 % (Gholamiyan a kol., 2020) (Obrázok 7).



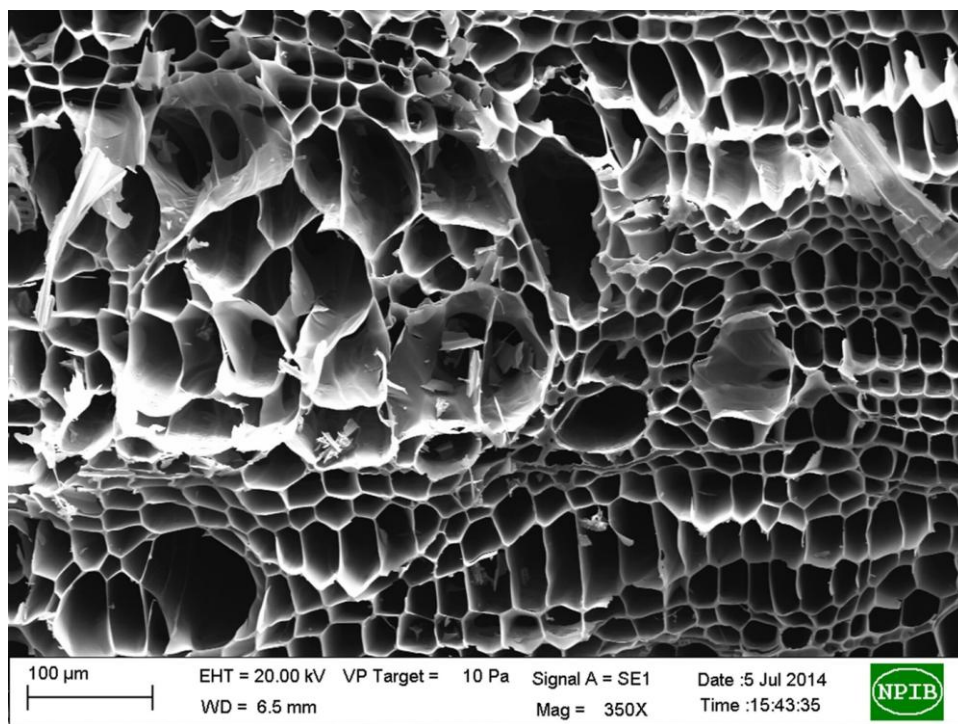
Obrázok 7 Prítomnosť erytromycínu v póroch aktívneho uhlia (Gholamiyan a kol., 2020)

Serna-Carrizales a kol. (2021) zistili, že počas sorpcie $0,038 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$ sulfametoxazolu na granulované aktívne uhlie (s hodnotou bodu nulového náboja 9,43) prebiehajú pri pH prostredia 10 odpudivé sily medzi záporne nabitým povrchom sorbentu a aniónovými formami VL, čo výrazne znižuje sorpciu. V tom istom experimente s koncentráciou $0,490 \text{ mmol} \cdot \text{g}^{-1}$ sulfametoxazolu pri pH 2 dochádzalo k výrazne vyššej sorpcii kladne až neutrálne nabitých foriem VL, hoci povrch aktívneho uhlia bol takisto kladne nabitý. Zvýšená sorpcia VL bola zrejme spôsobená, okrem $\pi - \pi$ interakcií a vodíkovými väzbami, aj vzájomnými interakciami s už adsorbovanými molekulami sulfametoxazolu, čo im zároveň umožnilo pokryť väčšiu plochu sorbentu.

Na čistenie odpadových vôd z domov a priemyslu by potenciálne mohlo slúžiť aj aktívne uhlie vyrobené z poľnohospodárskeho odpadu (napr. šupky, slama, kôra, celulóza alebo chitín), čo by v rámci obehového hospodárstva výrazne podporilo zhodnocovanie odpadu (Vinayagam a kol., 2022; Kosheleva a kol., 2019).

Biochar

Biochar je podobne ako aktívne uhlie organický materiál bohatý na uhlík. Vzniká pyrolýzou rôzneho organického odpadu, po ktorej však, na rozdiel od aktívneho uhlia, nenasleduje aktivácia. Výsledkom je obyčajne nižšia porozita a menší špecifický povrch v porovnaní s aktívnym uhlím (Vinayagam a kol., 2022) (Obrázok 8). Vstupný materiál a podmienky pyrolýzy však umožňujú prípravu biocharu s rôznym stupňom aromaticity a množstvom a typom funkčných skupín. Sorpcia liečiv na biochar je preto sľubnou metódou čistenia odpadových vôd a pôdy. Sorpcia VL prebieha vďaka prítomnosti funkčných skupín na povrchu alebo dovnútra uhlíkovej hmoty. Využívanie biocharu má veľký potenciál najmä kvôli nízkym nákladom na produkciu a zároveň udržateľnosť, vďaka podpore obehového hospodárstva a využívania odpadových biomateriálov (Speksnijder a kol., 2025; Vinayagam a kol., 2022).



Obrázok 8 Povrch biocharu pod elektrónovým mikroskopom (Idapuganti a kol., 2024)

Obyčajne platí, že čím väčší je špecifický povrch sorbentu, tým väčšiu má kapacitu zachytávania kontaminantov (Ndoun a kol., 2023). Speksnijder a kol. (2025) však zistili, že biochar z čistiarenskeho kalu s druhou najmenšou plochou mikropórov ($14,9 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) mal jednu z najväčších retenčných kapacít. Na rozdiel od lignocelulózového materiálu je jeho biomasa komplexnejšia, čo zabezpečuje väčšiu rôznorodosť funkčných skupín v uhlíkovej matici. To podporuje tvorbu vodíkových väzieb, elektrostatické a rôzne iné väzbové

interakcie medzi molekulami liečiv a sorbentom. Wang a kol. (2018) skúmali sorpciu tetracyklínu na biochar vyrobený pyrolýzou ryžovej slamy a hnoja z ošípaných. Sorpcia tetracyklínu bola vyššia v prípade biocharu z ryžovej slamy, pravdepodobne kvôli väčšiemu sorpčnému povrchu, ktorý mohol byť spôsobený vyššou teplotou pyrolýzy (600 °C) v porovnaní s hnojom ošípaných (400 °C). V tej istej štúdii zistili, že zwitterionová forma tetracyklínu mala najvyššiu afinitu k záporne nabitému biocharu pri pH prostredia 3,5 – 7,5, čo výrazne ovplyvnilo celkovú sorpciu. V inej štúdii Stylianou a kol. (2021) zistili, že účinnosť adsorpcie erytromycínu na biochar zo spracovaných kávových usadenín sa líši v závislosti od aplikačnej dávky biocharu. Pri aplikácii biocharu 1 g·L⁻¹ dosahovala účinnosť adsorpcie 70 % a pri koncentrácii 10 g·L⁻¹ 90 – 100 %. V tej istej štúdii opačný prípad nastal pri sulfametoxazole, ktorý nedokázal biochar účinne odstrániť v dôsledku odpudivých síl medzi aniónovou formou VL a záporne nabitým povrchom biocharu.

Jednou z výhod biocharu je aj vysoký potenciál opätovného využívania. Napríklad Fe-impregnovaný biochar, ktorý má vďaka železu vyššiu termálnu stabilitu a adsorpčnú kapacitu, je opakovane použiteľný so 70 % účinnosťou odstraňovania dokonca po piatich cykloch (Mishra a Kumar, 2025).

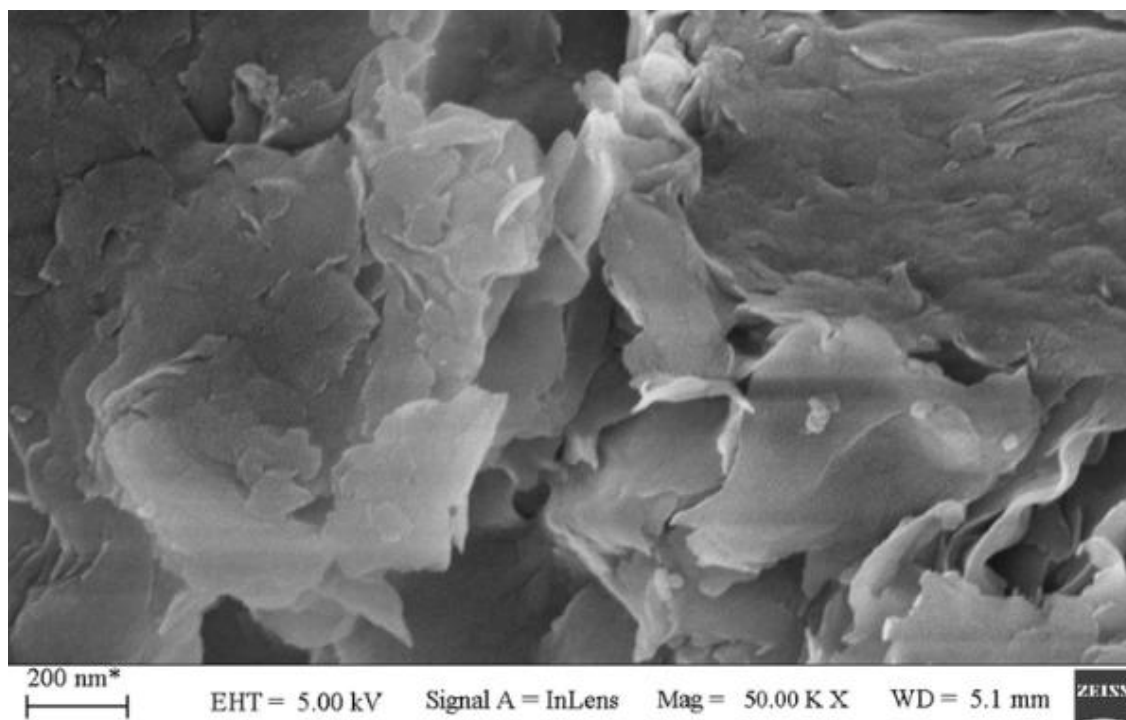
Materiály na báze železa

Materiály na báze železa, ktoré majú potenciál slúžiť na odstraňovanie liečiv z vôd a pôd sú napr.: oxidy a oxihydroxidy železa, nulavalentné nanoželezo a organominerálne kompozity na báze železa (Fe-MOF) (Islam a kol., 2024). Mechanizmus a schopnosť odstraňovať organické mikropolutanty závisí od oxidačného stavu železa. Železo v oxidovanej forme (Fe³⁺) a v redukovanej forme (Fe²⁺) odstraňuje kontaminanty prostredníctvom oxidačno-redukčných reakcií, ako aj prostredníctvom zrážania, sorpcie a tvorby komplexov. Hu a kol. (2017) skúmali sorpciu tetracyklínu na nanočastice Fe₃O₄ prítomné na oxide grafénu a zistili, že sorpcia tetracyklínu klesá so zvyšujúcim sa pH prostredia v rozpätí 2 – 10. Dôvodom sú odpudivé sily medzi záporne nabitým povrchom sorbentu a aniónovými formami tetracyklínu. Najvyššia sorpcia bola zaznamenaná pri pH nižšom ako 2, kedy boli VL aj sorbent kladne nabité. Nanočastice Fe₃O₄ prítomné na oxide grafénu sú magnetické, čo umožňuje odstránenie sorbovaného liečiva z vodného roztoku s pomocou magnetu, uľahčuje tak proces čistenia s možnosťou opätovného využitia. Iná štúdia skúmala sorpciu sulfametoxazolu pomocou nanočastíc nulavalentného železa. Pri pH roztoku viac ako 5,6 bola sorpcia vyššia vďaka interakciám medzi sorbentom so záporným

nábojom a kationovými formami sulfametoxazolu (Song a kol., 2021). Nanočastice nulavalentného železa vykazujú silné redukčné vlastnosti; pôsobia ako adsorbenty, a prispievajú k imobilizácii a degradácii liečiv. Nevýhodou využívania železa ako adsorbentu môže byť rozdielna toxicita v závislosti od oxidačného stavu a formy železa, pričom nanočastice nulavalentného železa sú reaktívnejšie a potenciálne toxickejšie v porovnaní so stabilnejšími oxidmi železa; Fe_2O_3 (hematit) a Fe_3O_4 (magnetit) (Marcelo a kol., 2021).

Ílovité materiály

Fylosilikáty, najmä zo skupiny smektitov (kaolinit, montmorillonit, illit, vermiculit a iné) sa vyznačujú výbornými sorpčnými vlastnosťami vďaka ich mechanickej pevnosti, veľkému špecifickému povrchu, vrstevnatej štruktúre a zápornému povrchovému náboju, ktorý priťahuje kladne nabité formy VL (Obrázok 9). Slúžia na dočisťovanie vyčistených vôd z ČOV, pričom ich účinnosť je porovnateľná s aktívnym uhlím (Vinayagam a kol., 2022). Hung a kol. (2025) skúmali sorpciu erytromycínu na magnetitom modifikovaný bentonit, čo výrazne zvýšilo jeho sorpčný povrch aj jeho recyklovateľnosť. Pri optimálnych sorpčných podmienkach dosahoval efektívnosť odstránenia erytromycínu 96,2 %. Iná štúdia skúmala sorpciu tetracyklínu a erytromycínu na montmorillonit, ktorá prebieha najmä mechanizmom interkalácie. Erytromycín aj tetracyklín sa sorbujú do medzivrstiev montmorillonitu, ktorého dôležitou vlastnosťou, je schopnosť expandujúcej mriežky, čo pozitívne ovplyvňuje kationovú výmenu a adsorpciu v porovnaní s neexpandujúcou mriežkou (napr. kaolinit a illit). V systéme, kde vystupovalo len jedno VA a montmorillonit bola adsorpcia vyššia v prípade tetracyklínu ako erytromycínu. V binárnych systémoch však sorpcia oboch VL klesala, keďže medzi nimi prebiehala kompetitívna sorpcia o voľné miesta na montmorillonite (Wu a kol., 2023). V inej štúdii skúmajúcej mechanizmy sorpcie sulfametoxazolu na montmorillonit prostredníctvom kationových mostíkov medzi záporne nabitým povrchom minerálu a aniónovými formami sulfametoxazolu, ktoré sú prítomné pri experimentálnom pH 5 sorpcia sulfametoxazolu pozitívne korelovala s vyššou mocnosťou kationov jednotlivých kovov (Cr^{3+} , Ca^{2+} , Na^+). Interakcia VA s Cr^{3+} viedla k 5 až 10-krát vyššej sorpcii v porovnaní so vzorkami, v ktorých Cr^{3+} prítomný nebol (Yi a kol., 2024). Podobne ako je to v prípade niektorých typov biocharu, resp. ich kompozitov, aj ílové minerály je možné regenerovať a opakovane použiť. Schopnosť regenerácie montmorillonitu je možná napríklad termálnou desorpciou VL pomocou mikrovlnného žiarenia s účinnosťou regenerácie 98,56 % (Zhou a kol., 2024).

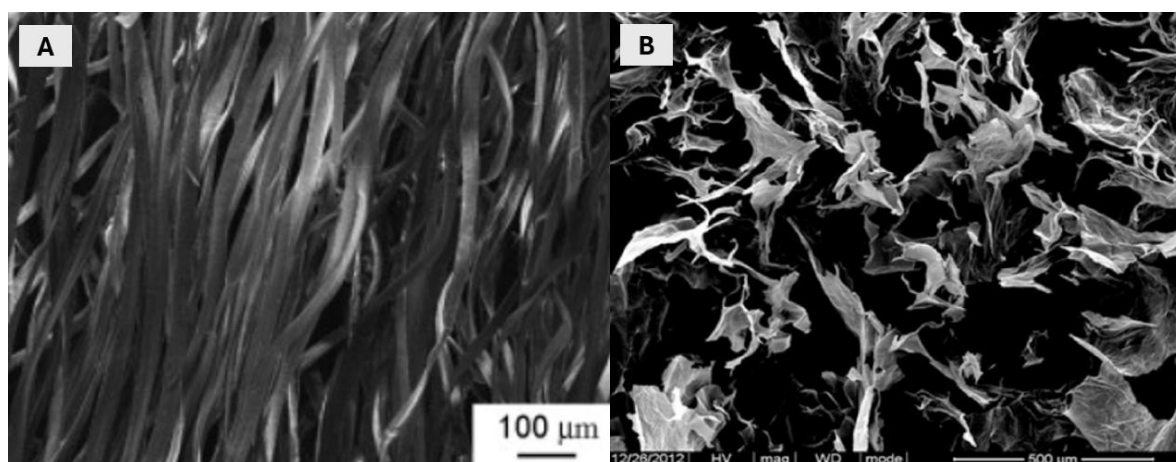


Obrázok 9 Povrch montmorillonitu pod elektrónovým mikroskopom (Zhou a kol., 2024)

Nanomateriály a kompozity

Okrem prirodzených anorganických a organických sorbentov sa používajú aj rôzne modifikované nanomateriály. Príkladom sú xerogély (veľmi pórovitý materiál) a uhlíkové nanotrúbice modifikované kyselinou dusičnou, výrazne zvyšujúce účinnosť pôvodných nemodifikovaných materiálov aj aktívneho uhlia (Vinayagam a kol., 2022). Viacstenné uhlíkové nanotrúbice boli použité napr. na adsorpciu sulfametoxazolu a sulfapyridínu, pričom ich schopnosť adsorpcie sa menila v závislosti od pH, pK_a liečiv a iónovej sily roztokov. Zvyšovaním pH prevládali aniónové formy sulfónamidov, čo zároveň viedlo k poklesu sorpcie v dôsledku vzájomných odpudivých síl medzi sorbentom a VA (Tian a kol., 2013). V prípade doxycyklinu bol výborným sorbentom aj vrstevnatý, grafénu podobný disulfid molybdénu s maximálnou sorpčnou kapacitou $556 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ pri pH 6. Adsorpčná kapacita disulfid molybdénu v rozmedzí pH 4 – 9 dosahovala približne $310 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (Chao a kol., 2014). Na odstraňovanie ciprofloxacínu boli použité biokompozitné vlákna na báze vápnného alginátu s oxidom grafénu (Obrázok 10A), ktoré adsorbovali približne 18 – $40 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ VA, pričom ich účinnosť rástla s aplikačnou dávkou sorbentu a so zvyšujúcim sa podielom oxidu grafénu. Najvyššiu účinnosť odstránenia 78,9 % dosahovalo biokompozitné vlákno na báze vápnného alginátu pri aplikačnej dávke $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ so 6 % obsahom oxidu grafénu. Naopak účinnosť odstránenia ciprofloxacínu na samostatné vlákna

z vápenatého alginátu pri aplikačnej dávke sorbentu $0,25 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ dosahovala len približne 31 % (Wu a kol., 2013). V inej štúdii bol pri sorpcii tetracyklínov takisto použitý grafén, najmä jeho oxidy s účinnosťou viac ako 50 % pri pH 5 – 7 a koncentráciách VL nižších ako $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Ghadim a kol., 2013). Rostamian a Behnejad (2016) skúmali sorpciu sulfametoxazolu na nanovrstvy grafénu a nanovrstvy oxidu grafénu (Obrázok 10B). Úspešnosť odstránenia sulfametoxazolu z roztoku v prípade sorpcie na nanovrstvy oxidu grafénu ($127 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$) bola vyššia v porovnaní s nanovrstvami grafénu ($103 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$). Sorpcia prebiehala najmä vďaka chemisorpcii, elektrostatickým a $\pi - \pi$ interakciám.



Obrázok 10 Biokompozitné vlákna na báze vápenatého alginátu s oxidom grafénu (A) (Wu a kol., 2013) a nanovrstvy oxidu grafénu (B) (Rostamian a Behnejad, 2016)

ZÁVER

SúčasnÉ poznatky preukazujú, že VL prenikajú z rôznych zdrojov do jednotlivých zložiek životného prostredia, najmä do pôdy, podzemných a povrchových vôd, čo má za následok negatívny vplyv na živé organizmy. Osud a správanie VL v matriciach sú determinované ich fyzikálno-chemickými vlastnosťami a interakciami s prostredím, v ktorom podliehajú sorpcii, desorpcii, transportu a degradácii.

Z hľadiska efektívneho odstraňovania VL z prostredia predstavuje sorpcia prostredníctvom anorganických a organických sorbentov jeden z najúčinnějších a zároveň ekonomicky perspektívnych a environmentálne udržateľných prístupov. Citované zdroje v tejto rešeršnej práci poukazujú na vysokú účinnosť organických sorbentov, najmä aktívneho uhlia a biocharu pri odstraňovaní rôznych druhov VL. Tie môžu byť vyrobené z organických odpadov a za určitých podmienok regenerované a opakovane použité, čím sa minimalizuje tvorba sekundárneho znečistenia, čo je v súlade s princípmi obehového hospodárstva. Medzi významné anorganické sorbenty patria predovšetkým ílové minerály, ktorých účinnosť je podobne ako pri modifikovaných nanomateriáloch porovnateľná s aktívnym uhlím. Sľubným sorbentom sú aj materiály na báze železa, ktoré sa vyznačujú významnými sorpčnými vlastnosťami a schopnosťou efektívnej regenerácie vďaka svojim magnetickým vlastnostiam. Ich využitie, však môže byť limitované potenciálnou toxicitou v závislosti od oxidačného stavu a formy, v ktorej sa vyskytujú.

Pochopenie správania sa VL a mechanizmov ich interakcii s jednotlivými sorbentmi je kľúčové pre vývoj technológií na ich efektívne odstraňovanie. Výskum zameraný na sorpčné vlastnosti rôznych materiálov a vylepšovanie ich účinnosti pri odstraňovaní VL predstavuje predpoklad pre ich aplikácie v praxi. Efektívna eliminácia týchto kontaminantov z prostredia je dôležitým krokom smerom k ochrane ekosystémov a zachovaniu bezpečnosti a zdravia ľudskej populácie.

ZOZNAM LITERATÚRY

- Albarano, L., Padilla Suarez, E., Maggio, C., La Marca, A., Iovine, R., Lofrano, G., Guida, M., Vaiano V., Carotenuto, M., Libralato, G. 2024. Assessment of ecological risks posed by veterinary antibiotics in European aquatic environments: A comprehensive review and analysis. *Science of The Total Environment*, 954, 176280. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176280>
- Alhalabi, A.M., Meetani, M.A., Shabib, A., Maraqa A.M. 2024. Sorption of pharmaceutically active compounds to soils: a review. *Environ Sci Eur* 36, 161. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00984-9>
- Álvarez, J.A., Otero L., Lema J., Omil F. 2010. The effect and fate of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource Technology*, 101(22), 8581–8586. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.075>.
- Arun, S., Kumar, R., Ruppa, J., Mukhopadhyay, M., Ilango, K., Chakraborty, P. 2020. Occurrence, sources and risk assessment of fluoroquinolones in dumpsite soil and sewage sludge from Chennai, India. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 79, 103410. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103410>.
- Bryson, E., Anastasi, A., Bricknell, L., Kift, R. 2024. What do Australians do with their dog poo? A survey of dog-owning household practices and attitudes. *Australasian Journal of Environmental Management*, 31(2), 238–259. <https://doi.org/10.1080/14486563.2024.2336974>.
- Chao, Y., Zhu, W., Wu, X., Hou, F., Xun, S., Wu, P., Ji, H., Xu, H., Li, H. 2014. Application of graphene-like layered molybdenum disulfide and its excellent adsorption behavior for doxycycline antibiotic. *Chemical Engineering Journal*, 243, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.12.048>.
- Chen, J., Wang, J.P., Fei, Z.H., Zhang, G.C. 2011. Adsorption of Tetracycline on Activated Carbon and Graphite: A Comparative Study on the Mechanisms. *Asian Journal of Chemistry*, 24(11), 5099–5102. <https://asianpubs.org/index.php/ajchem/article/view/9752>
- Cheng, G., Hao, H., Xie, S., Wang, X., Dai, M., Huang, L., Yuan, Z. 2014. Antibiotic alternatives: the substitution of antibiotics in animal husbandry? *Frontiers in Microbiology*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00217>.
- Chianese, S., Fenti, A., Iovino, P., Musmarra, D., Salvestrini, S. 2020. Sorption of Organic Pollutants by Humic Acids: A Review. *Molecules*, 25(4), 918. <https://doi.org/10.3390/molecules25040918>.
- Cohen, S. Z.; Creeger, S. M.; Carsel, R. F.; Enfield, C., G. 1984. Potential for pesticide contamination of groundwater resulting from agricultural uses. *Treatment and Disposal of Pesticide Wastes*, 259, 297–325. <https://search.proquest.com/docview/18988979?accountid=171501>
- Delgado, N., Orozco, J., Zambrano, S., Casas-Zapata, J., Marino, D. 2023. Veterinary pharmaceutical as emerging contaminants in wastewater and surface water: An overview. *Journal of Hazardous Materials*, 460, 132431. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132431>.
- Deng, X., Jiang, Y., Zhang, M., Nan, Z., Liang, X., Wang, G. 2022. Sorption properties and mechanisms of erythromycin and ampicillin in loess soil: Roles of pH, ionic strength, and temperature. *Chemical Engineering Journal*, 434, 134694. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.134694>.
- Diepens, N.J., Belgers, D., Buijse, L., Roessink, I. 2023. Pet dogs transfer veterinary medicines to the environment. *Science of The Total Environment*, 858, 159550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159550>.
- EMA, 2025a: European sales and use of antimicrobials for veterinary medicine. Annual surveillance report for 2023. https://www.ema.europa.eu/en/documents/report/european-sales-use-antimicrobials-veterinary-medicine-annual-surveillance-report-2023_en.pdf

- EMA, 2025b:** European Sales and Use of Antimicrobials for veterinary medicine (ESUAvet). Annual surveillance report for 202437. https://www.ema.europa.eu/en/documents/report/european-sales-use-antimicrobials-veterinary-medicine-annual-surveillance-report-2024_en.pdf
- EÚ, 2004:** Nariadenie Európskeho parlamentu a Rady č. 726/2004 z 31. marca 2004, ktorým sa stanovujú postupy spoločenstva pri povoľovaní liekov na humánne použitie a na veterinárne použitie a pri vykonávaní dozoru nad týmito liekmi a ktorým sa zriaďuje Európska agentúra pre lieky. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02004R0726-20190128>
- EÚ, 2010:** Nariadenie Komisie (EÚ) č. 37/2010 z 22. decembra 2009 o farmakologických účinných látkach a ich klasifikácii, pokiaľ ide o maximálne limity reziduí v potravinách živočíšneho pôvodu. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010R0037&from=EN>
- EÚ, 2017:** Nariadenie Európskeho parlamentu a Rady (EÚ) 2017/625 z 15. marca 2017 o úradných kontrolách a úradných činnostiach vykonávaných na zabezpečenie uplatňovania potravinového a kŕmneho práva a pravidiel pre zdravie zvierat a dobré životné podmienky zvierat, pre zdravie rastlín a prípravky na ochranu rastlín. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R0625>
- EÚ, 2019:** Nariadenie Európskeho parlamentu a Rady 2019/6 z 11. decembra 2018 o veterinárnych liekoch a o zrušení smernice 2001/82/ES. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R0006>
- FEDIAF, 2025:** Annual report 2025. https://europeanpetfood.org/wp-content/uploads/2025/12/FEDIAF-AR-2025_Online.pdf
- Ferhi, S., Bourdat-Deschamps, M., Daudin, J., Houot, S., Nélieu, S. 2016.** Factors influencing the extraction of pharmaceuticals from sewage sludge and soil: an experimental design approach. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408(22), 6153–6168. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9725-3>.
- Franklin, A.M., Williams, C., Andrews, D., Watson, J. 2022.** Sorption and desorption behavior of four antibiotics at concentrations simulating wastewater reuse in agricultural and forested soils. *Chemosphere*, 289, 133038. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133038>.
- Gaballah, M.S., Guo, J., Sun, H., Aboagye, D., Sobhi, M., Muhmood, A., Dong, R. 2021.** A review targeting veterinary antibiotics removal from livestock manure management systems and future outlook. *Bioresource Technology*, 333, 125069. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125069>.
- Gaballah, M.S., Guo, J., Muhmood, A., Sobhi, M., Ateia, M., Ghorab, M., Zheng, Y., Dong R. 2024.** Degradation and removal mechanisms of mixed veterinary antibiotics in swine manure during anaerobic and storage treatments: Validation and characterization. *Journal of Water Process Engineering*, 59, 105024. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105024>.
- Gao, X., Liu, X., Song, X., Teng, P., Ji, H., Peng, L., Qiu, Y., Guo, D., Jiang, S. 2021.** Effect of maduramicin on crayfish (*Procambarus clarkii*): Hematological parameters, oxidative stress, histopathological changes and stress response. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111896. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111896>.
- García-Galán, M.J., Díaz-Cruz, S., Barceló, D. 2013.** Multiresidue trace analysis of sulfonamide antibiotics and their metabolites in soils and sewage sludge by pressurized liquid extraction followed by liquid chromatography–electrospray–quadrupole linear ion trap mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1275, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.12.004>.
- Ghadim, E.E., Manouchehri, F., Soleimani, G., Hosseini, H., Kimiagar, S., Nafisi, S. 2013.** Adsorption Properties of Tetracycline onto Graphene Oxide: Equilibrium, Kinetic and Thermodynamic Studies. *PLoS ONE*, 8(11), e79254. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079254>.
- Gholamiyan, S., Hamzehloo, M., Farrokhnia, A. 2020.** RSM optimized adsorptive removal of erythromycin using magnetic activated carbon: Adsorption isotherm, kinetic modeling and thermodynamic studies. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 17, 100309. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2020.100309>.

- Golovko, O., Kumar, V., Fedorova, G., Randak, T., Grabic R. 2014.** Seasonal changes in antibiotics, antidepressants/psychiatric drugs, antihistamines and lipid regulators in a wastewater treatment plant. *Chemosphere*, 111, 418–426. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.132>.
- Gothwal, R., Shashidhar, T. 2015.** Antibiotic Pollution in the Environment: A Review. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 43(4), 479–489. <https://doi.org/10.1002/clen.201300989>.
- Gros, M., Kumar, V., Fedorova, G., Randak, T., Grabic, R. 2019.** Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: Findings from an experimental field site (Baix Empordà, NE Catalonia). *Science of The Total Environment*, 654, 1337–1349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.061>.
- Guldemond, A., Gommer, R., Leendertse, P., van Oers, K. 2019.** Koolmezensterfte door buxusmotbestrijding? pesticidenbelasting bij jonge koolmezen. (CLM rapport; Nr. 998). https://www.clm.nl/uploads/pdf/998-CLMrapport-Mezen_buxusmot-sum.pdf.
- Gustafson, D. I. 1989.** Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8(4), 339–357. <https://doi.org/10.1002/etc.5620080411>
- Gustafson, D.I. 1989.** Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8(4), 339–357. <https://doi.org/10.1002/etc.5620080411>.
- Hadley, M., Rodwell, L., Stewart, M., Crowther, D., Linley-Adams, J., Craig, S., Thomas, S., Gravell, A., Durance, I., Vaughan, I., Ormerod, S. 2026.** Occurrence, patterns and previously overlooked sources of three veterinary ectoparasiticides in rural and urban Welsh rivers. *Environmental Pollution*, 394, 127713. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2026.127713>.
- Heinen, L., Lancaster, P., Larson, R., Pendell, D., Kopp, D., White, B. 2025.** Predictive models to determine best strategy for metaphylaxis application in cattle at arrival to a feedyard. *Preventive Veterinary Medicine*, 242, 106572. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2025.106572>.
- Herrero-Villar, M., Taggart, M.A., Mateo, R. 2023.** Medicated livestock carcasses and landfill sites: Sources of highly toxic veterinary pharmaceuticals and caffeine for avian scavengers. *Journal of Hazardous Materials*, 459, 132195. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132195>.
- Hu, X., Zhao, Y., Wang, H., Tan, X., Yang, Y., Liu, Y. 2017.** Efficient Removal of Tetracycline from Aqueous Media with a Fe₃O₄ Nanoparticles@graphene Oxide Nanosheets Assembly. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12), 1495. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121495>.
- Hung, Y.-C., Wu, Y., Ye, R., Hung, H., Hong, G. 2025.** Magnetically Modified Bentonite for Optimized Erythromycin Removal via RSM and DFT Analysis. *Molecules*, 30(8), 1792. <https://doi.org/10.3390/molecules30081792>.
- Ibeagha-Awemu, E.M., Omonijo, F., Piché, L., Vincent, A. 2025.** Alternatives to antibiotics for sustainable livestock production in the context of the One Health approach: tackling a common foe. *Frontiers in Veterinary Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fvets.2025.1605215>.
- Idapuganti, R.G., Das, A., Sungoh, H., Layek, J., Mandal, S., Verma, B., Lal, R., Rangappa, K., Babu, S., Hazarika, S. 2024.** Can biochar conserve soil moisture and improve soil properties for sustainable intensification of acid soils in the Eastern Indian Himalayas?. *Land Degradation & Development*, 35(3), 1192–1208. <https://doi.org/10.1002/ldr.4981>.
- Im, H., Yeo, I., Choi, H. 2016.** Fate of veterinary antibiotics in riverine soils: evaluation of applicability in riverbank filtration. *Desalination and Water Treatment*, 57(43), 20457–20463. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1112979>.
- Islam, M., Nazal, M., Angove, M., Morton, D., Hoque, K., Reaz, A., Islam, M., Karim, S., Chowdhury, A. 2024.** Emerging iron-based mesoporous materials for adsorptive removal of pollutants: Mechanism,

- optimization, challenges, and future perspective. *Chemosphere*, 349, 140846. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140846>.
- Koba, O., Grabicová, K., Červený, D., Turek, J., Kolárová, J., Randák, T., Žlábek, V., Grabic, R. 2018.** Transport of pharmaceuticals and their metabolites between water and sediments as a further potential exposure for aquatic organisms. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 401–407. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.039>.
- Kosheleva, R.I., Mitropoulos, A.C., Kyzas, G.Z. 2019.** Synthesis of activated carbon from food waste. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), 429–438. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0817-5>.
- Kumar, K., Gupta, S., Baidoo, S., Chander, Y., Rosen, C. 2005.** Antibiotic Uptake by Plants from Soil Fertilized with Animal Manure. *Journal of Environmental Quality*, 34(6), 2082–2085. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0026>.
- Kummerer, K. 2003.** Significance of antibiotics in the environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 52(1), 5–7. <https://doi.org/10.1093/jac/dkg293>.
- Lee, H.-J., Kim D, Chung, E., Lee, S., Na E., Kim, Y. 2024.** Exploring VA presence in groundwater of densely populated livestock farming watersheds: Sources, seasonal dynamics and geospatial relationships. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 359, 108725. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108725>.
- Li, P., Wu, Y., Wang, Y., Qiu, J., Li, Y. 2019.** Soil Behaviour of the Veterinary Drugs Lincomycin, Monensin, and Roxarsone and Their Toxicity on Environmental Organisms, *Molecules*, 24(24), 4465. <https://doi.org/10.3390/molecules24244465>.
- Li, Q., Zhang, D., Yin, S., Li, Y., Gao, X., Wu, X., Jiang, L. 2025.** Feasibility of Using Animal Manure and Manure-Based Fertilizer as Soil Amendments: Veterinary Drugs Occurrence and Ecological Risk. *Toxics*, 14(1), 32. <https://doi.org/10.3390/toxics14010032>.
- Li, Y., Zhang, X., Li, W., Lu, X., Liu, B., Wang, J. 2013.** The residues and environmental risks of multiple veterinary antibiotics in animal faeces. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(3), 2211–2220. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2702-1>.
- Lü, H., Chen X., Mo C., Huang, Y., He, M., Li, Y., Feng, N., Katsoyiannis, A., Cai, Q. 2021.** Occurrence and dissipation mechanism of organic pollutants during the composting of sewage sludge: A critical review. *Bioresource Technology*, 328, 124847. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124847>.
- Maples, W.E., Brorsen, B., Peel, D., Hicks, B. 2022.** Observational study of the effect of metaphylaxis treatment on feedlot cattle productivity and health. *Frontiers in Veterinary Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fvets.2022.947585>.
- Marcelo, L.R., de Gois, J., da Silva, A., Cesar, D. 2021.** Synthesis of iron-based magnetic nanocomposites and applications in adsorption processes for water treatment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(2), 1229–1274. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01134-2>.
- Mark, J.J., 2020.** A brief history of veterinary medicine. *World History Encyclopedia*, citované dňa: 10.5.2026. <https://www.worldhistory.org/article/1549/a-brief-history-of-veterinary-medicine/>
- Marti, R., Scott, A., Tien, Y., Murray, R., Sabourin, L., Zhang, Y., Topp, E. 2013.** Impact of Manure Fertilization on the Abundance of Antibiotic-Resistant Bacteria and Frequency of Detection of Antibiotic Resistance Genes in Soil and on Vegetables at Harvest. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(18), 5701–5709. <https://doi.org/10.1128/AEM.01682-13>.
- Mishra, S., Kumar Tiwari, M. 2025.** Adsorptive removal of diclofenac on nanoporous anoxic sewage sludge biochar: Investigating the influence of carbonization temperature, residence time and specific Fe(III) infusion. *Separation and Purification Technology*, 354, 129322. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.129322>.

- MŽPSR, 2024: Výročná správa o stave životného prostredia SR.**
<https://www.enviroportal.sk/uploads/report/11949.pdf>
- Nachman, K.E., Smith, T.J.S. 2015.** Hormone Use in Food Animal Production: Assessing Potential Dietary Exposures and Breast Cancer Risk. *Current Environmental Health Reports*, 2(1), 1–14.
<https://doi.org/10.1007/s40572-014-0042-8>.
- Ndoun, M.C., Knopf, A., Preisendanz, H., Vozenilek, N., Elliott, H., Mashtare, M., Velegol, S., Veith, T., Williams, C. 2023.** Fixed bed column experiments using cotton gin waste and walnut shells-derived biochar as low-cost solutions to removing pharmaceuticals from aqueous solutions. *Chemosphere*, 330, 138591. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138591>.
- OECD, 2025: OECD-FAO Agricultural Outlook 2025-2034**, OECD Publishing, Paris/FAO, Rome.
<https://doi.org/10.1787/601276cd-en>.
- Östman, M., Lindberg, R., Fick, J., Björn, E., Tysklind, M. 2017.** Screening of biocides, metals and antibiotics in Swedish sewage sludge and wastewater. *Water Research*, 115, 318–328.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.011>.
- Pan, M., Chu, L.M. 2017.** Leaching behavior of veterinary antibiotics in animal manure-applied soils. *Science of The Total Environment*, 579, 466–473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.072>.
- Papaioannou, D., Koukoulakis, P., Papageorgiou, M., Lambropoulou, D., Kalavrouziotis, I. 2020.** Investigation of pharmaceutical and personal care product interactions of soil and beets (*Beta vulgaris* L.) under the effect of wastewater reuse. *Chemosphere*, 238, 124553.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124553>.
- Peng, X., Ou, W., Wang, C., Wang, Z., Huang, Q., Jin, J., Tan, J. 2014.** Occurrence and ecological potential of pharmaceuticals and personal care products in groundwater and reservoirs in the vicinity of municipal landfills in China. *Science of The Total Environment*, 490, 889–898.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.068>.
- Prescott, J.F. 2017.** History and Current Use of Antimicrobial Drugs and Veterinary Medicine. *Microbiology Spectrum*, 5(6). <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.arba-0002-2017>
- Preston, R. L. 1999.** Hormone containing growth promoting implants in farmed livestock. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 38(2), 123–138. [https://doi.org/10.1016/S0169-409X\(99\)00012-5](https://doi.org/10.1016/S0169-409X(99)00012-5)
- Qaid, M.M., Abdoun, K.A. 2022.** Safety and concerns of hormonal application in farm animal production: a review. *Journal of Applied Animal Research*, 50(1), 426–439.
<https://doi.org/10.1080/09712119.2022.2089149>.
- Rakonjac, N., van der Zee, S., Wipfler, L., Roex, E., Urbina, C., Borgers, L., Ritsema, C. 2023.** An analytical framework on the leaching potential of veterinary pharmaceuticals: A case study for the Netherlands. *Science of The Total Environment*, 859, 160310.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160310>.
- Rodrigues, S., Antunes, S., Correia, A., Nunes, B. 2016.** Acute and chronic effects of erythromycin exposure on oxidative stress and genotoxicity parameters of *Oncorhynchus mykiss*. *Science of The Total Environment*, 545–546, 591–600. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.138>.
- Rostamian, R., Behnejad, H. 2016.** A comparative adsorption study of sulfamethoxazole onto graphene and graphene oxide nanosheets through equilibrium, kinetic and thermodynamic modeling. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.12.011>.
- Serna-Carrizales, J.C., Collins-Martínez, V., Flórez, E., Gomez-Duran, C., Palestino, G., Ocampo-Pérez, R. 2021.** Adsorption of sulfamethoxazole, sulfadiazine and sulfametazine in single and ternary systems on activated carbon. Experimental and DFT computations. *Journal of Molecular Liquids*, 324, 114740.
<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.114740>.

- Sharifmand, M., Sepehr, E., Rasouli-Sadaghiani, M., Asri-Rezaei, S., Rengel, Z. 2024.** Antibiotics pollutants in agricultural soil: Kinetic, sorption, and thermodynamic of ciprofloxacin. *Heliyon*, 10(18), e37035. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e37035>.
- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R. 2017.** Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Management*, 64, 117–132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>.
- Sharma, K., Thakur, I.S., Kaushik, G. 2021.** Occurrence and distribution of pharmaceutical compounds and their environmental impacts: A review. *Bioresource Technology Reports*, 16, 100841. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100841>.
- Smith, R., Andres, V., Martelli, F., Gosling, B., Marco-Jimenez, F., Vaughan, K., Tchorzewska, M., Davies, R. 2018.** Maternal vaccination as a *Salmonella* Typhimurium reduction strategy on pig farms. *Journal of Applied Microbiology*, 124(1), 274–285. <https://doi.org/10.1111/jam.13609>.
- Song, L., Li, L., Yang, S., Lan, J., He, H., McElmurry, S., Zhao, Y. 2016.** Sulfamethoxazole, tetracycline and oxytetracycline and related antibiotic resistance genes in a large-scale landfill, China. *Science of The Total Environment*, 551–552, 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.007>.
- Song, L., Yang, S., Gong, Z., Wang, J., Shi, X., Wang, Y., Zhang, R., Wu, Y., Wager, Y. 2023.** Antibiotics and antibiotic-resistant genes in municipal solid waste landfills: Current situation and perspective. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 31, 100421. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100421>.
- Song, Y., Zeng, Y., Liao, J., Chen, J., Du, Q. 2021.** Efficient removal of sulfamethoxazole by resin-supported zero-valent iron composites with tunable structure: Performance, mechanisms, and degradation pathways. *Chemosphere*, 269, 128684. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128684>.
- Speksnijder, B., Celma, A., Tyka, M., Simha, P., Golovko, O. 2025.** Biochar potential for long-term pharmaceutical remediation in flow-through tertiary wastewater systems. *Journal of Environmental Management*, 394, 127389. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127389>.
- Stephany, R.W. 2009.** Hormonal Growth Promoting Agents in Food Producing Animals. In: *Doping in Sports: Biochemical Principles, Effects and Analysis*, 355–367. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79088-4_16.
- Stephany, R.W. 2009.** Hormonal Growth Promoting Agents in Food Producing Animals. *Handbook of Experimental Pharmacology*, 195(195), pp. 355–367. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79088-4_16.
- Stuchlíková, L.R., Skálová, L., Szotáková, B., Syslová, E., Vokřál, I., Vaněk, T., Podlipná, R. 2018.** Biotransformation of flubendazole and fenbendazole and their effects in the ribwort plantain (*Plantago lanceolata*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 681–687. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.020>.
- Stylianou, M., Christou, A., Michael, C., Agapiou, A., Papanastasiou, P., Fatta-Kassinou, D. 2021.** “Adsorption and removal of seven antibiotic compounds present in water with the use of biochar derived from the pyrolysis of organic waste feedstocks,” *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 105868. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105868>.
- Sun, Q., Liu, L., Gong, Y., Liu, P. 2024.** Adsorption behavior and interaction mechanism of microplastics with typical hydrophilic pharmaceuticals and personal care products. *Environmental Research*, 244, 117897. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117897>.
- Tian, Y., Gao, B., Morales, V., Chen, H., Wang, Y., Li, H. 2013.** Removal of sulfamethoxazole and sulfapyridine by carbon nanotubes in fixed-bed columns. *Chemosphere*, 90(10), 2597–2605. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.010>.
- U.S., 2026:** Federal Food, Drugs, and Cosmetic act. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/COMPS-973/pdf/COMPS-973.pdf>

- Uddin, M.M., Wright, M.M. 2023.** Anaerobic digestion fundamentals, challenges, and technological advances. *Physical Sciences Reviews*, 8(9), 2819–2837. <https://doi.org/10.1515/psr-2021-0068>.
- Vinayagam, V., Murugan S., Kumaresan, R., Narayanan, M., Sillanpää, M., Viet N Vo, D., Kushwaha, O., Jenis, P., Potdar, P., Gadiya, S. 2022.** Sustainable adsorbents for the removal of pharmaceuticals from wastewater: A review. *Chemosphere*, 300, 134597. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134597>.
- Wang, H., Fang C., Wang, Q., Chu, Y., Song, Y., Chen, Y., Xue, X. 2018.** Sorption of tetracycline on biochar derived from rice straw and swine manure. *RSC Advances*, 8(29), 16260–16268. <https://doi.org/10.1039/C8RA01454J>.
- Wang, J.-X., Li, P., Chen, C., Liu, L., Li, Z. 2024.** Biodegradation of sulfadiazine by ryegrass (*Lolium perenne* L.) in a soil system: Analysis of detoxification mechanisms, transcriptome, and bacterial communities. *Journal of Hazardous Materials*, 462, 132811. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132811>.
- WHO, 2007:** Critically important antimicrobials for human medicine. 6th Revision, <https://www.who.int/publications/i/item/9789241595742>
- Witte, W. 1998.** Medical Consequences of Antibiotic Use in Agriculture. *Science*, 279(5353), 996–997. <https://doi.org/10.1126/science.279.5353.996>.
- WOAH, 2025:** Annual report on antimicrobial agents intended for use in animals. 9th report. <https://www.woah.org/app/uploads/2025/05/en-woah-amu-report-2025-final.pdf>
- Wu, D., Huang, Z., Yang, K., Graham, D., Xie, B. 2015.** Relationships between Antibiotics and Antibiotic Resistance Gene Levels in Municipal Solid Waste Leachates in Shanghai, China. *Environmental Science & Technology*, 49(7), 4122–4128. <https://doi.org/10.1021/es506081z>.
- Wu, H., Liu, R., Liu, G., He, M., Arif, M., Li, F., Si, W., Yue, Z., Hu, H. 2024.** Unveiling antibiotic contamination in surface water: A study of the Huaihe River Basin's Huaibei Plain, a significant Chinese herbal medicine planting region. *Science of The Total Environment*, 933, 173125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173125>.
- Wu, M., Yang, H., Wu, Q., Yang, Y., He, Z. 2023.** Adsorption and competition mechanism of tetracycline and erythromycin on montmorillonite: experimental and theoretical investigation. *Journal of Molecular Liquids*, 370, 121037. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2022.121037>.
- Wu, S., Zhao, X., Li, Y., Zhao, C., Du, Q., Sun, J., Wang, Y., Peng, X., Xia, Y., Wang, Z., Xia, L. 2013.** Adsorption of ciprofloxacin onto biocomposite fibers of graphene oxide/calcium alginate. *Chemical Engineering Journal*, 230, 389–395. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.06.072>.
- Wu, X., Wei, Y., Zheng, J., Zhao, X., Zhong, W. 2011.** The behavior of tetracyclines and their degradation products during swine manure composting. *Bioresource Technology*, 102(10), 5924–5931. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.007>.
- Wyszkowska, J., Mikulski, D., Borowik, A., Zaborowska, M., Kucharski, J., Kozłowski, K., Bilecka, M., Gajda, A., Pietruk, K., Jedziniak, P., Ognik, K., Jankowski, J. 2025.** The Effect of Fertilization with Antibiotic-Contaminated Manure on Microbial Processes in Soil. *Agriculture*, 15(9), 979. <https://doi.org/10.3390/agriculture15090979>.
- Xu, J., Liu, X., Lv, Y., Guo, X., Lu, S. 2020.** Response of *Cyperus involucratus* to sulfamethoxazole and ofloxacin-contaminated environments: Growth physiology, transportation, and microbial community. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 206, 111332. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111332>.
- Yamaguchi, T., Okihashi, M., Harada, K., Konishi, Y., Uchida, K., Hoang Ngoc Do, M., Thi Bui, L., Nguyen, T., Phan, H., Dang Thien Bui, H., Nguyen, P., Kajimura, K., Kumeda, Y., Van Dang, C., Hirata, K., Yamamoto, Y. 2017.** Detection of antibiotics in chicken eggs obtained from supermarkets in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 52(6), 430–433. <https://doi.org/10.1080/03601234.2017.1293457>.

- Yang, C., Song, G., Lim, W. 2020.** A review of the toxicity in fish exposed to antibiotics. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 237, 108840. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108840>.
- Yi, P., Shu, X., Wang, C., Li, M., Huang, Y., Wu, M., Zhang, L., Chen, Q. 2024.** Formation of cation bridges and its promoting mechanism for sorption of sulfamethoxazole by montmorillonite. *Chemosphere*, 356, 141841. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141841>.
- Zákon č. 17/2018 Z.z.** o veterinárnych prípravkoch a veterinárnych technických pomôckach. Bratislava: Národná rada SR, 2018. https://static.slov-lex.sk/pdf/SK/ZZ/2018/17/ZZ_2018_17_20180901.pdf.
- Zákon č. 307/2025 Z.z.**, ktorým sa mení a dopĺňa zákon č. 39/2007 Z. z. o veterinárnej starostlivosti v znení neskorších predpisov a ktorým sa menia a dopĺňajú niektoré zákony. Bratislava: Národná rada SR, 2025. https://static.slov-lex.sk/pdf/SK/ZZ/2025/307/ZZ_2025_307_20260101.pdf
- Zákon č. 362/2011 Z.z.** o liekoch a zdravotníckych pomôckach a o zmene a doplnení niektorých zákonov. Bratislava: Národná rada SR, 2011. https://static.slov-lex.sk/pdf/SK/ZZ/2011/362/ZZ_2011_362_20200101.pdf.
- Zamiri, M.A., Wang, J., Niu, C.H. 2025.** Competitive adsorption and molecular interaction study of sulfamethoxazole and trimethoprim on biomass-based activated carbon. *Chemosphere*, 385, 144591. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144591>.
- Zamojska, D., Nowak, A., Nowak, I., Macierzyńska-Piotrowska, E. 2021.** Probiotics and Postbiotics as Substitutes of Antibiotics in Farm Animals: A Review. *Animals*, 11(12), 3431. <https://doi.org/10.3390/ani11123431>.
- Zhang, J.-N., Gong, X., Ying, G., Wang, A., Dong, M., Liu, Y., Deng, T., Xu, M. 2024.** Innovative bioremediation of dexamethasone in aquatic ecosystems using *Rhodococcus sp.* D32: Pathway discovery and reduction of ecotoxicity. *Journal of Cleaner Production*, 444, 141319. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141319>.
- Zheng, J., Wang, S., Zhou, A., Zhao, B., Dong, J., Zhao, X., Li, P., Yue, X. 2020.** Efficient elimination of sulfadiazine in an anaerobic denitrifying circumstance: Biodegradation characteristics, biotoxicity removal and microbial community analysis. *Chemosphere*, 252, 126472. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126472>.
- Zheng, S., Li, Y., Chen, C., Wang, N., Yang, F. 2025.** Solutions to the Dilemma of Antibiotics Use in Livestock and Poultry Farming: Regulation Policy and Alternatives. *Toxics*, 13(5), 348. <https://doi.org/10.3390/toxics13050348>.
- Zhou, H., Zhai, H., Yang, Y., Wu, D., Jiang, L., Li, K., Wang, J., Zhang, Y., Zhang, Z. 2024.** Effective microwave regeneration of natural sepiolite and montmorillonite as adsorbents for tetracycline removal and mechanism insight. *Separation and Purification Technology*, 348, 127767. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.127767>.
- Zhou, X., Wang, J., Lu, C., Liao, Q., Gudda, F., Ling, W. 2020.** Antibiotics in animal manure and manure-based fertilizers: Occurrence and ecological risk assessment. *Chemosphere*, 255, 127006. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127006>.
- Zuccato, E., Castiglioni, S., Bagnati, R., Melis, M., Fanelli R. 2010.** Source, occurrence and fate of antibiotics in the Italian aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1–3), 1042–1048. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.110>.

Nástroje umelej inteligencie

ChatPDF, 2026. <https://www.chatpdf.com>.

OpenAI. ChatGPT, 2026. <https://chatgpt.com>.