

Microbial transformation of hydrophobic polyaromatic hydrocarbons with the emergence of hazardous benzene derivatives

Short communication

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGYLitvinenko Z.N.^{1,2,*}, Kondratyeva L.M.¹¹ Institute of the Water and Ecology Problems, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk Federal Research Center, 56, Dikopoltsev Str., Khabarovsk, 680000 Russia² Far Eastern State Transport University, 47, Seryshev Str., Khabarovsk, 680000 Russia

ABSTRACT. Microbial transformation of phenanthrene in the groundwater of the riverbank filtration zone is the aim of this study. Seasonal monitoring of the groundwater, conducted by the Institute of the Water and Ecology Problems FEB RAS, confirmed the presence of phenanthrene in the water samples. The results of the experimental modeling showed that phenanthrene transformation was significantly affected by temperature and adaptive potential of microbial communities. The degradation of phenanthrene by microbial consortia is accompanied by methylated transformation byproducts (benzene derivatives) impairing water quality and water treatment.

Keywords: microbial complexes, groundwater, phenanthrene, transformation, toxic intermediates

For citation: Litvinenko Z.N., Kondratyeva L.M. Microbial transformation of hydrophobic polyaromatic hydrocarbons with the emergence of hazardous benzene derivatives // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 437-445. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-437

1. Introduction

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) belong to a group of priority organic pollutants that pose a serious threat to the environment and human health due to their toxic, mutagenic and/or carcinogenic properties, as well as their transboundary distribution (Wang et al., 2024). PAHs are involved in complex biogeochemical processes, can be transformed into water-soluble toxic compounds and accumulate in organs and tissues of various taxonomic groups of organisms, causing undesirable effects (Ghosal et al., 2016; Vijayanand et al., 2023). PAHs are persistent compounds characterized by a stable structure and low bioavailability. They enter the environment through natural and industrial routes (Lamichhane et al., 2016; Premnath et al., 2021). The most relevant are 16 priority PAHs, including phenanthrene. The tricyclic PAH representative is found in almost all aquatic ecosystems (Montgomery et al., 2020), often used as a model compound in studying the biodegradation conditions of PAHs (Seo et al., 2009; Gao et al., 2013; Li et al., 2024).

Water intakes located in riparian zones and quickly interacting with the surface waters (riverbank filtration zone, RBF) are of particular importance (Shen et al., 2024). The vertical migration of PAHs in natural conditions includes several stages (Sun et al., 2010):

transfer with suspended particles under the action of gravity to the soil surface (in terrestrial ecosystems) or to bottom sediments (in river ecosystems); accumulation of these compounds and pollution of the aeration zone; further convection and dispersion of PAHs as a part of complex organic matters (OM) under aeration conditions and secondary contamination of the aquifer when PAHs enter the groundwaters (GW).

Long-term monitoring of the groundwaters in the Amur-Tunguska interfluvium has shown that natural waters are constantly and chronically polluted with persistent OM. The dominant pollutant was phenanthrene; it was recorded in all seasons (Kulakov and Kondratyeva, 2008; Kondratyeva and Andreeva, 2018). After PAHs pollution of the surface waters of the Amur River, vertical migration of PAHs into bottom sediments is inevitable and, through river filtration they penetrate into the deeper layers of the Tunguska groundwater deposit (Kulakov et al., 2021).

In aquatic environments, phenanthrene undergoes various abiotic and biotic changes that can entail formation of more toxic compounds, such as methylated benzene derivatives (BTEX products) (Premnath et al., 2021; Zanello et al., 2021). In addition, PAHs interact with humic substances and metals. Toxic heavy metals, Cu (II), Cd (II), Zn (II), Ni (II), and Cr (VI) are known to occur in PAH-contaminated sites, which neg-

*Corresponding author.

E-mail address: zoyana2003@mail.ru (Z.N. Litvinenko)

Received: June 07, 2025; **Accepted:** July 27, 2025;

Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



atively affect their biotransformation (Liu et al., 2017; Li et al., 2024).

Microorganisms play an important role in the degradation processes of phenanthrene. Previously, PAHs were considered to be poorly susceptible to biodegradation due to their stability in natural components of the environment. However, recently new species and multispecies microbial consortia that participate in PAHs transformation have been increasingly discussed (Wang et al., 2023; Li et al., 2025).

The main factors influencing the microbial transformation of PAHs are the composition and structure of organic matter contained in the aqueous phase, the number and type of microorganisms, physical factors (temperature, humidity, pH, etc.), as well as the origin and molecular characteristics of PAHs (Wang et al., 2021, Vijayanand et al., 2023). It was found that the transformation of PAHs is directly related to the adaptive potential of microbial communities, which depends on the frequency and periodicity of the introduction of PAHs into natural environments (Gopinath and Ramasamy, 2012).

In this regard, the aim of the work was to study the features of the transformation of hydrophobic polycyclic aromatic compounds, using phenanthrene as an example, by microbial complexes of groundwater.

2. Materials and methods

The objects of this study were microbial complexes from the groundwater of the Tunguska deposit (Far East, Russia). Water samples were taken in August, 2019 from the observation wells located in the river-bank filtration (RBF) zone at a distance of 50 m from the bank at different depths: 15, 30, 45 m. At this distance from the bank, the maximum influence of river waters (Pemzenskaya channel, Amur River) is recorded.

Experimental modeling of phenanthrene transformation was performed at different temperatures (23°C and 4°C) under sterile conditions, in triplicate using microorganism cultivation methods. Nutrient mineral medium of the following composition was used, g/L: KH_2PO_4 — 1.33; K_2HPO_4 — 2.67; NH_4Cl — 1; Na_2SO_4 —2; KNO_3 — 2; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ — 0.001; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ — 0.1. Phenanthrene (2%) was added as a carbon source. Transformation of phenanthrene was accompanied by changes in visual parameters of the culture liquid: color, optical density, formation of biofilms. Determination of phenanthrene transformation products in vitro was carried out on the 90th day of cultivation with use of gas chromatography (Crystal-5000.1), HP-FFAP column (50 m; 0.320 mm; 0.50 μm) at a temperature range of 45–200°C in the Center for Environmental Monitoring, IWEP FEB RAS, analyst G.M. Filippova.

The content of priority PAHs in groundwater of the Tunguska deposit (Table 1) was carried out in the certified analytical laboratory of the Regional Center for Environmental Monitoring of the Natural Environment of the Khabarovsk Territory Department for Civil Defense, Emergencies and Fire Safety with use of high-performance liquid chromatography (HPLC) (Shimadzu LC-20 with a spectrofluorometric detector) in accordance with PND F 14.1:2:4.70-96.

3. Results and Discussion
3.1. Content of PAHs in groundwater

An important role in the processes of PAH transformation and self-purification of aquatic ecosystems is played by microorganisms with high adaptive capacity and plasticity of metabolic processes. The data obtained as part of environmental monitoring conducted by the Institute of the Water and Ecology Problems, FEB RAS from 2012 to 2019 confirm the regular presence of

Table 1. Content of PAHs in groundwater of Tunguska field (March, October 2016)

Components, (μg/dm³)	Wells								
	1-15	2-30	3-45	4-15	5-30	6-40	7-20	8-40	9-55
	Distance from the river bank 50m			Distance from the river bank 500m			Distance from the river bank 1500m		
March, 2016									
Phenanthrene	0.054	0049	0.055	0016	0.022	0.035	0051	00074	0062
Fluorene	0016	0014	0014	< 0.006	< 0006	00092	0.014	< 0.006	0020
October, 2016									
Phenanthrene	0.018	0.039	0.15	0.13	0.056	0.057	0.070	0.065	0.0047
Fluorene	< 0.006	< 0.006	0.027	0.016	< 0.006	0.0063	0.012	0.011	0.0081
Anthracene	0.0053	< 0.001	1.9	1.5	< 0.001	0.024	0.013	0.011	< 0.001
Fluoranthene	< 0.02	< 0.02	0.026	0.050	< 0.02	0.025	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Piren	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.020	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Chrysene	< 0.003	< 0.003	0.031	0.011	0.0076	0.013	0.032	< 0.003	< 0.003
Benz(c) fluoranthene	< 0.001	0.0096	< 0.001	0.001	0.001	< 0.001	0.0016	< 0.001	< 0.001
Benz(a)pyrene	< 0.001	0.0020	< 0.001	< 0.001	0.057	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001

various PAH representatives in the samples from the Tunguska field (Kondratyeva and Andreeva, 2018), among which phenanthrene was one of the most common. It was previously shown that in the spring and summer of 2014, phenanthrene was detected in the surface layers of the aquifer (0.018 µg/dm³). According to the data obtained in 2015, the presence of phenanthrene was recorded groundwater sampled in June (0.011-0.021 µg/dm³), and in October its concentration decreased (0.0063-0.0069 µg/dm³).

In October 2016 (Table 1), a pronounced vertical stratification of phenanthrene content in the groundwater was recorded at a distance of 50 m from the bank, with its accumulation in deeper layers of the aquifer. In wells located at a distance of 500 and 1500 m from the bank, another pattern was established: the content of phenanthrene was changed with the depth of the aquifer. This can significantly affect the quality of groundwater due to the succession of microbial communities involved in the transformation of organic matter, including PAHs.

In the spring of 2019, a rich diversity of organic matter of various genesis (78 components) was detected in well 2-30 (50 m from the bank) with use of the chromatograph mass spectrometry method, compared to surface river waters (54 components). Among them, the maximum number of aromatic compounds with methyl groups was recorded, which belong to the category of substances with poorly studied toxicity. Their entry into the groundwater is associated with spring snow-melt and infiltration of soil solution into the aquifer.

3.2. Seasonal microbiological studies in 2019

Seasonal analyses of the abundance of microbial complexes in the GW in the RBF zone showed the maximum abundance of two physiological groups of bacteria in August 2019. A significant increase in the abundance of cultivated heterotrophic bacteria was in the upper layer of the aquifer (1-15) up to 3000 CFU/mL (Fig. 1a), compared to river waters (RW) – about 1000 CFU/mL. Ammonifying bacteria dominated the microbial community (Fig. 1b). This may be due to intense precipitation and influx of various nitrogen-containing OM with the surface runoff and RW. Waterlogged soils played a significant role in the influx of OM into the aquifer.

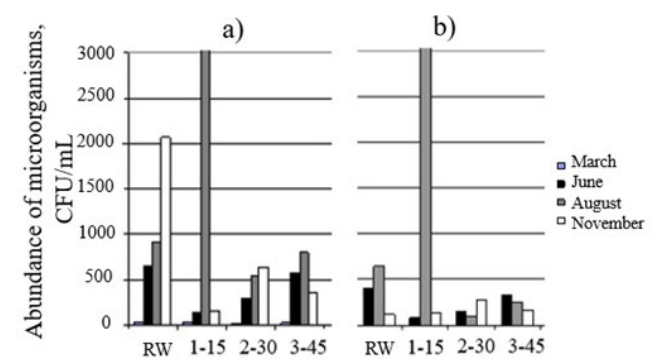


Fig.1. Seasonal dynamics in the abundance of cultivated heterotrophic bacteria (a) and ammonifying bacteria (b) from the groundwater of the Tunguska field, river bank filtration zone, 2019.

3.3. Effect of temperature on the composition of phenanthrene transformation products

Recent climate changes have led to intense temperature fluctuations in the groundwater, which possibly affect the development scenarios of microbial transformations in organic matter, and in some cases activate it (Benz et al., 2024). As a result of experimental modeling of phenanthrene transformation by microbial consortia from GW under different temperature conditions (23°C and 4°C), variations in the composition of transformation products were established depending on the depth of the aquifer (Table 2). The transformation process was accompanied by the change in the optical density of the culture fluid and biofilm formation on the phenanthrene particles.

At a temperature of 23°C, active transformation of phenanthrene with the formation of toxic BTEX products (benzene, toluene, ethylbenzene, xylene) occurred in the upper layers of aquifer (1-15), and with the participation of microorganisms from the lower layer of aquifer (3-45), volatile aromatic compounds were absent.

At a temperature of 4°C, the maximum activity towards phenanthrene was demonstrated by microbiocenoses from the lower layers of the aquifer (3-45), which were adapted to the natural temperature regime (4-6°C). At a low temperature, the total content of microbial metabolism products was significantly higher

Table 2. Products of microbial transformation of phenanthrene at different temperature

Samples	Transformation products, µg/cm ³ 23°C						Total
	benzene	ethylbenzene	toluene	o-xylene	m-xylene	p-xylene	
1-15	0.0009	0.001	0.0023	0.0014	0.0006	-	0.0062
2-30	0.0005	0.0003	0.0029	0.0006	0.0002	-	0.0045
3-45	-	-	-	-	-	-	-
Transformation products, µg/cm ³ 4°C							
1-15	-	-	0.0005	0.0004	-	-	0.0009
2-30	0.0003	0.0006	0.0012	0.0009	0.0005	-	0.0035
3-45	0.0168	0.0061	0.0125	0.0107	0.0057	0.0064	0.058

than at a temperature of 23°C. The minimum content of BTEX products at this temperature was established in the culture liquid with the participation of microorganisms from the surface layer of the aquifer.

The increase in the concentrations of BTEX products during the transformation of phenanthrene at low temperatures by microbial communities from the lower layer of the aquifer may be associated not only with microbial activity, but also with the accumulation of toxic elements that can inhibit the development of some representatives of the microbial consortium.

It is worth noting that among the phenanthrene transformation products, the highest concentrations were recorded for toluene and benzene. These compounds are known to have higher mobility in the dissolved phase and are capable of accumulating in the aquatic environment (Zanello et al., 2021), which causes additional risks for the underground hydrosphere.

4. Conclusions

As a result of the conducted studies on the example of phenanthrene, it was established that the transformation of PAHs by microbial complexes of the GW can be carried out at different temperatures (23°C and 4°C) and depends on the activity and adaptive characteristics of microbial complexes present *in situ* at different depths of the GW. Toxic BTEX intermediates, which formed during the phenanthrene transformation, can cause pollution of groundwater ecosystems and act as a risk factor in the implementation of water treatment processes.

Conflict of interests

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Benz S.A., Irvine D.J., Rau G.C. et al. 2024. Global groundwater warming due to climate change. *Nature Geoscience* 17 (6): 545-551. DOI: [10.1038/s41561-024-01453-x](https://doi.org/10.1038/s41561-024-01453-x)
- Gao S., Seo J., Wang J. et al. 2013. Multiple degradation pathways of phenanthrene by *Stenotrophomonas maltophilia* C6. *International Biodeterioration and Biodegradation Journal* 79: 98-104. DOI: [10.1016/j.ibiod.2013.01.012](https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.01.012)
- Ghosal D., Ghosh S., Dutta T.K. et al. 2016. Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology* 15 (7):1837. DOI: [10.3389/fmicb.2016.01837](https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01837)
- Gopinath M., Ramasamy D. 2012. Microbial degradation of toluene. Review. *African Journal of Biotechnology* 11(96): 16210-16219. DOI: [10.5897/AJB12.2251](https://doi.org/10.5897/AJB12.2251)
- Kondratyeva L.M., Andreeva D.V. 2018. Effect of a flood in the Amur River on organic matter dynamics in groundwater. *Water Resources* 45(6): 887-896. DOI: [10.1134/S009780781806009X](https://doi.org/10.1134/S009780781806009X)
- Kulakov V.V., Kondratyeva L.M. 2008. Biogeokhimicheskie aspekty ochestki podzemnykh vod Priamurya. *Tihookeanskaya geologiya* [Pacific Geology] 27(1): 109-118. (in Russian)
- Kulakov V.V., Shtengelov R.S., Matveenko D.V. 2021. Interaction of ground and surface water in Khabarovsk water node area. *Earth sciences and subsoil use* 44(2): 151-158. DOI: [10.21285/2686-9993-2021-44-2-151-158](https://doi.org/10.21285/2686-9993-2021-44-2-151-158)
- Lamichhane S., Krishna K., Sarukkalige R. 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal by sorption: A review. *Chemosphere* 148: 336-353. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2016.01.036](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.036)
- Li J., Peng W., Yin X. et al. 2024. Identification of an efficient phenanthrene - degrading *Pseudarthrobacter* sp. L1SW and characterization of its metabolites and catabolic pathway. *Journal of Hazardous Materials* 465: e133138. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2023.133138](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133138)
- Li Y., Chen H., Li W. et al. 2025. A novel immobilized bacteria consortium enhanced remediation efficiency of PAHs in soil: Insights into key removal mechanism and main driving factor. *Journal of Hazardous Materials* 486: e137144. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2025.137144](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137144)
- Liu S.H., Zeng G.M., Niu Q.Y. et al. 2017. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review. *Bioresource Technology* 224: 25-33. DOI: [10.1016/j.biortech.2016.11.095](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.095)
- Montgomery M.T., Boyd T.J., Hall N.S. et al. 2020. Ecosystem capacity for microbial biodegradation of munitions and phenanthrene in three coastal waterways in North Carolina, United States. *American Chemical Society Omega* 5(13): 7326-7341. DOI: [10.1021/acsomega.9b04188](https://doi.org/10.1021/acsomega.9b04188)
- Premnath N., Mohanrasu K., Guru R. et al. 2021. A crucial review on polycyclic aromatic Hydrocarbons - Environmental occurrence and strategies for microbial degradation. *Chemosphere* 280: e130608. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2021.13](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.13)
- Seo J., Keum Y., Li Q. 2009. Bacterial degradation of aromatic compounds. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6: 278-309. DOI: [10.3390/ijerph6010278](https://doi.org/10.3390/ijerph6010278)
- Shen X., Dong W., Su X. et al. 2024. Overload of dissolved organic matter (DOM) in riparian infiltration zone increasing the pollution risk of naphthalene, insight from the competitive inhibition of naphthalene biodegradation by DOM. *Water Resources* 264: e122251. DOI: [10.1016/j.watres.2024.122251](https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122251). PMID: 39146851.
- Sun D., Li X.Q., Pan X.F. 2010. Migration distribution features of phenanthrene in aquifer. *Advanced materials research* 113-116: 2362-2367. DOI: [10.4028/www.scientific.net/AMR.113-116.2362](https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.113-116.2362)
- Vijayanand M., Ramakrishnan A., Subramanian R. et al. 2023. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the water environment: A review on toxicity, microbial biodegradation, systematic biological advancements, and environmental fate. *Environmental Research* 227: e115716. DOI: [10.1016/j.envres.2023.115716](https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115716)
- Wang M., Zhang W., He T. et al. 2023. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environments by a symbiotic system consisting of algae and bacteria: green and sustainable technology. *Archives of Microbiology* 206(1):10. DOI: [10.1007/s00203-023-03734-2](https://doi.org/10.1007/s00203-023-03734-2)
- Wang Y., Nie M., Diwu Z. et al. 2021. Toxicity evaluation of the metabolites derived from the degradation of phenanthrene by one of a soil ubiquitous PAHs-degrading strain *Rhodococcus qingshengii* FF. *Journal of Hazardous Materials* 415: e125657. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2021.125657](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125657)
- Wang Z., Meng Q., Sun K. et al. 2024. Spatiotemporal Distribution, Bioaccumulation, and Ecological and Human Health Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water: A Comprehensive Review. *Sustainability* 16: e10346. DOI: [10.3390/su162310346](https://doi.org/10.3390/su162310346)
- Zanello V., Scherger L.E., Lexow C. 2021. Assessment of groundwater contamination risk by BTEX from residual fuel soil phase. *SN Applied Sciences* 3 (3): 307. DOI: [10.1007/s42452-021-04325-w](https://doi.org/10.1007/s42452-021-04325-w)

Микробная трансформации гидрофобных полиароматических углеводородов с образованием токсичных производных бензола

Краткое сообщение

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGYЛитвиненко З.Н.^{1,2*}, Кондратьева Л.М.¹¹ Институт водных и экологических проблем, Дальневосточного отделения Российской Академии наук, Хабаровского федерального исследовательского центра, Дикопольцева, 56, г. Хабаровск, 680000, Россия² Дальневосточный государственный университет путей сообщения, Серышева, 47, г. Хабаровск, 680000, Россия

АННОТАЦИЯ. В работе рассмотрены особенности микробной трансформации фенантрена в подземных водах в зоне береговой фильтрации. Данные сезонного мониторинга подземных вод, проводимые ИВЭП ДВО РАН, подтвердили присутствие фенантрена в пробах воды. Результаты экспериментального моделирования показали, что на процесс трансформации фенантрена значительное влияние оказывают температурный фактор и адаптационный потенциал микробных сообществ, присутствующих на различной глубине водоносного горизонта. Трансформация фенантрена микробными консорциумами сопровождается изменением оптической плотности культуральной жидкости и образованием биопленок на частицах субстрата, помимо этого, происходит образование токсичных метилированных продуктов (производных бензола), которые могут оказывать отрицательное влияние на качество воды и процесс водоподготовки.

Ключевые слова: Микробные комплексы, подземные воды, фенантрен, трансформация, токсичные интермедиаты

Для цитирования: Литвиненко З.Н., Кондратьева Л.М. Микробная трансформации гидрофобных полиароматических углеводородов с образованием токсичных производных бензола // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 437-445. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-437

1. Введение

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) входят в группу приоритетных органических загрязняющих веществ, представляющих серьёзную угрозу для окружающей среды и здоровья населения, вследствие токсичных, мутагенных и/или канцерогенных свойств, а также из-за их трансграничного распространения (Wang et al., 2024). ПАУ вовлекаются в сложные биогеохимические процессы, способны трансформироваться до водорастворимых токсичных соединений и аккумулироваться в органах и тканях различных таксономических групп организмов, вызывая нежелательные эффекты (Ghosal et al., 2016; Vijayanand et al., 2023). ПАУ являются стойкими соединениями, которые характеризуются стабильной структурой и низкой биодоступностью. Они попадают в окружающую среду в результате естественных и промышленных процессов (Lamichhane et al., 2016;

Premnath et al., 2021). Наиболее актуальными являются 16 приоритетных ПАУ, включающих фенантрен. Трициклический представитель ПАУ обнаружен практически во всех водных экосистемах (Montgomery et al., 2020), его часто используют в качестве модельного соединения при изучении условий биodeградации ПАУ (Seo et al., 2009; Gao et al., 2013; Li et al., 2024).

Особое значение имеют водозаборы, которые расположены в прибрежной зоне речных долин и тесно взаимосвязаны с поверхностными водами (зона речной береговой фильтрации) (Shen et al., 2024). Процесс вертикальной миграции ПАУ в природных средах включает несколько этапов (Sun et al., 2010): перенос со взвешенными частицами под действием силы тяжести к поверхности грунта (в наземных экосистемах) либо к донным осадкам (в речных экосистемах); аккумуляция этих соединений и загрязнение зоны аэрации; дальнейшие конвекция и дисперсия ПАУ в составе сложных орга-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: zoyana2003@mail.ru (З.Н. Литвиненко)

Поступила: 07 июня 2025; **Принята:** 27 июля 2025;

Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



нических веществ (ОВ) в зоне аэрации и вторичное неточечное загрязнение водоносного горизонта (ВГ) при попадании ПАУ в подземные воды (ПВ).

Многолетний мониторинг подземных вод Амуро-Тунгусского междуречья показал, что природные воды подвержены хроническому загрязнению стойкими органическими веществами. Доминирующую роль играл фенантрен, присутствие которого фиксировали во все сезоны (Кулаков и Кондратьева, 2008; Kondratyeva and Andreeva, 2018). Попадая в поверхностные воды реки Амур, неизбежна вертикальная миграция ПАУ в донные отложения и посредством речной фильтрации – проникновение в более глубокие слои ВГ Тунгусского месторождения (Кулаков и др., 2021).

В водной среде фенантрен подвергается различным абиотическим и биотическим преобразованиям, в результате которых могут образовываться более токсичные соединения, например, метилированные производные бензола (ВТЕХ-продукты) (Premnath et al., 2021; Zanello et al., 2021). ПАУ взаимодействуют с гуминовыми веществами и металлами. Известно, что на загрязненных ПАУ участках встречаются токсичные тяжелые металлы Cu (II), Cd (II), Zn (II), Ni (II) и Cr (VI), которые оказывают негативное влияние на их биотрансформацию (Liu et al., 2017; Li et al., 2024).

Особую роль в процессах деградации фенантрена играют микроорганизмы. Ранее считали, что ПАУ мало подвержены биоразложению из-за своей стабильности в природных компонентах окружающей среды. Однако в последнее время все чаще упоминается о новых видах и мультивидовых микробных консорциумах, активно трансформирующих ПАУ и, в частности, фенантрен (Wang et al., 2023; Li et al., 2025).

Основными факторами, влияющими на микробную трансформацию ПАУ, являются состав и структура органических веществ, содержащихся в водной фазе, количество и тип микроорганизмов в культуре, физические факторы (температура, влажность, pH и др.), а также происхождение и молекулярные характеристики ПАУ (Wang et al., 2021, Vijayanand et al., 2023). Также установлено, что трансформация ПАУ напрямую связана с адаптационным потенциалом микробсообществ, который зависит от частоты и периодичности поступления в природные среды представителей ПАУ (Gopinath and Ramasamy, 2012).

В связи с этим, цель работы заключалась в исследовании особенностей трансформации гидрофобных полициклических ароматических соединений, на примере фенантрена, микробными комплексами подземных вод.

2. Материалы и методы

Объектами исследования являлись микробные комплексы подземных вод Тунгусского месторождения (Дальний Восток, Россия). Пробы воды были отобраны в августе 2019 г из наблюдательных скважин, расположенных в зоне речной береговой

фильтрации (РБФ) на расстоянии 50 м от берега с разной глубины: 15, 30, 45 м. На этом расстоянии от берега проявляется максимальное влияние речных вод (протока Пемзенская, р. Амур).

Экспериментальное моделирование трансформации трехциклического представителя ПАУ – фенантрена, осуществляли при различном температурном режиме (23°C и 4°C) с применением методов культивирования микроорганизмов, в стерильных условиях, в трехкратной повторности. Использовали питательную минеральную среду следующего состава, г/л: KH_2PO_4 — 1.33; K_2HPO_4 — 2.67; NH_4Cl — 1; Na_2SO_4 —2; KNO_3 — 2; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ — 0.001; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ — 0.1. В нее вносили в качестве источника углерода фенантрен (2%). О трансформации фенантрена судили по изменению визуальных показателей культуральной жидкости: цветность, образование биопленок на частицах фенантрена. Определение продуктов трансформации фенантрена *in vitro* проводили на 90 сутки культивирования с помощью газовой хроматографии (Кристалл-5000.1), колонка HP-FFAP (50 м; 0,320мм; 0,50 мкм) при интервале температур 45–200°C в Центре коллективного пользования ИВЭП ДВО РАН “Центр экологического мониторинга”, аналитик Филиппова Г.М. Содержание приоритетных ПАУ в подземных водах Тунгусского месторождения (Таблица 1) проводили в сертифицированной аналитической лаборатории Краевого центра экологического мониторинга природной среды “Управления по делам ГО ЧС и ПБ Хабаровского края” методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) (Shimadzu LC-20 со спектро-флуорометрическим детектором) согласно ПНД Ф 14.1:2:4.70-96.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Содержание ПАУ в подземных водах

Важную роль в процессах трансформации ПАУ и самоочищения водных экосистем выполняют микроорганизмы, обладающие высокими адаптационными способностями и пластичностью обменных процессов. Данные, полученные в рамках экологического мониторинга, проводимого ИВЭП ДВО РАН с 2012-2019 гг, подтверждают регулярное присутствие в пробах ПВ Тунгусского месторождения различных представителей ПАУ (Kondratyeva and Andreeva, 2018), среди которых одним из самых распространенных оказался фенантрен. Ранее было показано, что в весенний и летний период 2014 г фенантрен был обнаружен в поверхностных слоях ВГ (0,018 мкг/дм³). Согласно данным, полученным в 2015 г присутствие фенантрена было зафиксировано в июньских пробах подземных вод (0,011-0,021 мкг/дм³), а в октябре его концентрация снижалась (0,0063-0,0069 мкг/дм³).

В октябре 2016 г (Таблица 1) отмечена ярко выраженная вертикальная стратификация содержания фенантрена в подземных водах на расстоянии 50 м от берега, с его аккумуляцией в более глубоких слоях ВГ. В пробах подземных вод из скважин,

Таблица 1. - Содержание ПАУ в ПВ Тунгусского месторождения (март, октябрь, 2016)

Компоненты, (мкг/дм³)	Скважины								
	1-15	2-30	3-45	4-15	5-30	6-40	7-20	8-40	9-55
	Расстояние от берега 50 м			Расстояние от берега 500 м			Расстояние от берега 1500 м		
Март, 2016									
Фенантрен	0,054	0,049	0,055	0,016	0,022	0,035	0,051	0,0074	0,062
Флуорен	0,016	0,014	0,014	< 0,006	< 0,006	0,0092	0,014	< 0,006	0,020
Октябрь, 2016									
Фенантрен	0,018	0,039	0,15	0,13	0,056	0,057	0,070	0,065	0,0047
Флуорен	< 0,006	< 0,006	0,027	0,016	< 0,006	0,0063	0,012	0,011	0,0081
Антрацен	0,0053	< 0,001	1,9	1,5	< 0,001	0,024	0,013	0,011	< 0,001
Флуорантен	< 0,02	< 0,02	0,026	0,050	< 0,02	0,025	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Пирен	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,020	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Хризен	< 0,003	< 0,003	0,031	0,011	0,0076	0,013	0,032	< 0,003	< 0,003
Бенз(к) флуорантен	< 0,001	0,0096	< 0,001	0,001	0,001	< 0,001	0,0016	< 0,001	< 0,001
Бенз(а)пирен	< 0,001	0,0020	< 0,001	< 0,001	0,057	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001

удаленных на расстоянии 500 и 1500 м от берега, установлено изменение содержания фенантрена с глубиной водоносного горизонта. Это может существенно влиять на качество подземных вод вследствие сукцессии микробных сообществ, участвующих в трансформации органических веществ, включая ПАУ.

В весенний период 2019 г в скважине 2-30 (50 м от берега) методом хроматомасс-спектрометрии было обнаружено богатое разнообразие ОВ различного генезиса (78 компонентов), по сравнению с поверхностными речными водами (54 компонента). Среди них было обнаружено максимальное количество ароматических соединений с метильными группами, которые относятся к категории веществ с мало изученной токсичностью. Их поступление в ПВ связано с весенним снеготаянием и инфильтрацией в водоносный горизонт почвенного раствора.

3.2. Сезонные микробиологические исследования в 2019 г

Согласно сезонному анализу численности микробных комплексов в ПВ в зоне РБФ максимальное количество двух физиологических групп бактерий было установлено в августе 2019 г. Существенное увеличение численности культивируемых гетеротрофных бактерий отмечено в верхнем слое ВГ (1-15) до 3000 КОЕ/мл (Рис. 1а), по сравнению с речными водами (РВ) - около 1000 КОЕ/мл. Доминирующую роль в структуре микробного сообщества играла группа аммонифицирующих бактерий (Рис. 1б). Это может быть связано с интенсивными атмосферными осадками и поступлением различных азотсодержащих ОВ с поверхностным стоком и речными водами. Значительную роль в поступлении ОВ в водоносный горизонт играли переувлажненные почвы

3.3. Влияние температуры на состав продуктов трансформации фенантрена

В последнее время за счет климатических изменений подземные воды подвергаются интенсивным колебаниям температурного режима, что может повлиять на сценарии развития процессов микробной трансформации ОВ, а в некоторых случаях их активизировать (Benz et al., 2024). В результате экспериментального моделирования трансформации фенантрена микробными консорциумами из ПВ при различном температурном режиме (23°C и 4°C) были установлены различия в составе продуктов трансформации в зависимости от глубины ВГ (Таблица 2). Процесс трансформации сопровождался изменением оптической плотности культуральной жидкости и формированием биопленок на частицах фенантрена.

При температуре 23°C активная трансформация фенантрена с образованием токсичных ВТЕХ-продуктов (бензол, толуол, этилбензол, ксилол) происходила в верхних слоях ВГ (1-15), а при уча-

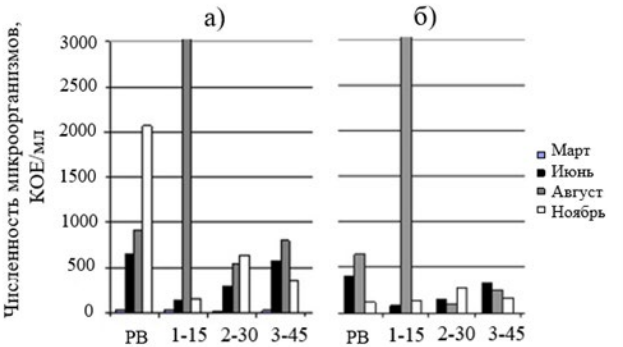


Рис.1. Сезонная динамика численности культивируемых гетеротрофных бактерий (а) и аммонифицирующих бактерий (б) в подземных водах Тунгусского месторождения в зоне речной береговой фильтрации в 2019 г.

Таблица 2. Продукты микробной трансформации фенантрена при разной температуре

Пробы	Продукты трансформации, мкг/см³ 23°С						Всего
	бензол	этилбензол	толуол	о-ксилол	м-ксилол	р-ксилол	
1-15	0,0009	0,001	0,0023	0,0014	0,0006	-	0,0062
2-30	0,0005	0,0003	0,0029	0,0006	0,0002	-	0,0045
3-45	-	-	-	-	-	-	-
Продукты трансформации, мкг/см³ 4°С							
1-15	-	-	0,0005	0,0004	-	-	0,0009
2-30	0,0003	0,0006	0,0012	0,0009	0,0005	-	0,0035
3-45	0,0168	0,0061	0,0125	0,0107	0,0057	0,0064	0,058

стии микроорганизмов из нижнего слоя ВГ (3-45) летучие ароматические соединения отсутствовали.

При температуре (4°С) максимальную активность по отношению к фенантрону проявляли микробценозы из нижних слоев ВГ (3-45), которые адаптированы к природному температурному режиму (4-6°С). При низкой температуре суммарное содержание продуктов микробного метаболизма было значительно выше, чем при температуре 23°С. Минимальное содержание ВТЕХ-продуктов при этой температуре было установлено в культуральной жидкости при участии микроорганизмов из поверхностного слоя ВГ.

Увеличение концентраций ВТЕХ-продуктов в процессе трансформации фенантрена при низкой температуре микробценозами из нижнего слоя ВГ может быть связано не только с микробной активностью, а также с накоплением токсичных элементов, которые могут ингибировать развитие некоторых представителей микробного консорциума.

Стоит отметить, что среди продуктов трансформации фенантрена, максимальные концентрации были характерны для толуола и бензола. Известно, что эти соединения имеют более высокую подвижность в растворенной фазе и способны накапливаться в водной среде (Zanello et al., 2021), что обуславливает возникновение дополнительных рисков для подземной гидросферы.

4. Выводы

В результате проведенных исследований на примере фенантрена было установлено, что трансформация ПАУ микробными комплексами ПВ может осуществляться при различной температуре (23°С и 4°С) и зависит от активности и адаптационных характеристик микробценозов, присутствующих *in situ* на различных глубинах ВГ. Образующиеся в результате трансформации фенантрена токсичные ВТЕХ-интермедиаты могут вызывать загрязнение подземных экосистем и выступать в качестве фактора риска при реализации процессов водоподготовки.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Кулаков В.В., Кондратьева Л.М. 2008. Биогеохимические аспекты очистки подземных вод Приамурья. Тихоокеанская геология 27(1): 109-118.

Кулаков В.В., Штенгелов Р.С., Матвеев Д.В. 2021. Взаимодействие подземных и поверхностных вод в зоне Хабаровского водного узла. Науки о Земле и недропользование 44(2): 151-158. DOI: [10.21285/2686-9993-2021-44-2-151-158](#)

Benz S.A., Irvine D.J., Rau G.C. et al. 2024. Global groundwater warming due to climate change. Nature Geoscience 17 (6): 545-551. DOI: [10.1038/s41561-024-01453-x](#)

Gao S., Seo J., Wang J. et al. 2013. Multiple degradation pathways of phenanthrene by Stenotrophomonas maltophilia C6. International Biodeterioration and Biodegradation Journal 79: 98-104. DOI: [10.1016/j.ibiod.2013.01.012](#)

Ghosal D., Ghosh S., Dutta T.K. et al. 2016. Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. Frontiers in Microbiology 15 (7):1837. DOI: [10.3389/fmicb.2016.01837](#)

Gopinath M., Ramasamy D. 2012. Microbial degradation of toluene. Review. African Journal of Biotechnology 11(96): 16210-16219. DOI: [10.5897/AJB12.2251](#)

Kondratyeva L.M., Andreeva D.V. 2018. Effect of a flood in the Amur River on organic matter dynamics in groundwater. Water Resources 45(6): 887-896. DOI: [10.1134/S009780781806009X](#)

Lamichhane S., Krishna K., Sarukkalige R. 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal by sorption: A review. Chemosphere 148: 336-353. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2016.01.036](#)

Li J., Peng W., Yin X. et al. 2024. Identification of an efficient phenanthrene - degrading *Pseudarthrobacter* sp. LISW and characterization of its metabolites and catabolic pathway. Journal of Hazardous Materials 465: e133138. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2023.133138](#)

Li Y., Chen H., Li W. et al. 2025. A novel immobilized bacteria consortium enhanced remediation efficiency of PAHs in soil: Insights into key removal mechanism and main driving factor. Journal of Hazardous Materials 486: e137144. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2025.137144](#)

Liu S.H., Zeng G.M., Niu Q.Y. et al. 2017. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review. Bioresource Technology 224: 25-33. DOI: [10.1016/j.biortech.2016.11.095](#)

Montgomery M.T., Boyd T.J., Hall N.S. et al. 2020. Ecosystem capacity for microbial biodegradation of munitions and phenanthrene in three coastal waterways in North Carolina, United States. American Chemical Society Omega 5(13): 7326-7341. DOI: [10.1021/acsomega.9b04188](#)

Premnath N., Mohanrasu K., Guru R. et al. 2021. A crucial review on polycyclic aromatic Hydrocarbons -

Environmental occurrence and strategies for microbial degradation. *Chemosphere* 280: e130608. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2021.13](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.13)

Seo J., Keum Y., Li Q. 2009. Bacterial degradation of aromatic compounds. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6: 278-309. DOI: [10.3390/ijerph6010278](https://doi.org/10.3390/ijerph6010278)

Shen X., Dong W., Su X. et al. 2024. Overload of dissolved organic matter (DOM) in riparian infiltration zone increasing the pollution risk of naphthalene, insight from the competitive inhibition of naphthalene biodegradation by DOM. *Water Resources* 264: e122251. DOI: [10.1016/j.watres.2024.122251](https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122251) PMID: 39146851.

Sun D., Li X.Q., Pan X.F. 2010. Migration distribution features of phenanthrene in aquifer. *Advanced materials research* 113-116: 2362-2367. DOI: [10.4028/www.scientific.net/AMR.113-116.2362](https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.113-116.2362)

Vijayanand M., Ramakrishnan A., Subramanian R. et al. 2023. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the water environment: A review on toxicity, microbial biodegradation, systematic biological advancements, and environmental fate.

Environmental Research 227: e115716. DOI: [10.1016/j.envres.2023.115716](https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115716)

Wang M., Zhang W., He T. et al. 2023. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environments by a symbiotic system consisting of algae and bacteria: green and sustainable technology. *Archives of Microbiology* 206(1):10. DOI: [10.1007/s00203-023-03734-2](https://doi.org/10.1007/s00203-023-03734-2)

Wang Y., Nie M., Diwu Z. et al. 2021. Toxicity evaluation of the metabolites derived from the degradation of phenanthrene by one of a soil ubiquitous PAHs-degrading strain *Rhodococcus qingshengii* FF. *Journal of Hazardous Materials* 415: e125657. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2021.125657](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125657)

Wang Z., Meng Q., Sun K. et al. 2024. Spatiotemporal Distribution, Bioaccumulation, and Ecological and Human Health Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water: A Comprehensive Review. *Sustainability* 16: e10346. DOI: [10.3390/su162310346](https://doi.org/10.3390/su162310346)

Zanello V., Scherger L.E., Lexow C. 2021. Assessment of groundwater contamination risk by BTEX from residual fuel soil phase. *SN Applied Sciences* 3 (3): 307. DOI: [10.1007/s42452-021-04325-w](https://doi.org/10.1007/s42452-021-04325-w)